



**JEAN DANIEL MOREL**

**RELAÇÕES ENTRE VEGETAÇÃO ARBÓREA E  
VARIÁVEIS AMBIENTAIS AO LONGO DO  
GRADIENTE ALTITUDINAL DE UMA  
FLORESTA MONTANA NO SUL DE MINAS  
GERAIS**

**LAVRAS – MG**

**2014**

**JEAN DANIEL MOREL**

**RELAÇÕES ENTRE VEGETAÇÃO ARBÓREA E VARIÁVEIS  
AMBIENTAIS AO LONGO DO GRADIENTE ALTITUDINAL DE UMA  
FLORESTA MONTANA NO SUL DE MINAS GERAIS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para a obtenção do título de Doutor.

Orientador

Dr. Marco Aurélio Leite Fontes

Coorientador

Dr. Rubens Manoel dos Santos

**LAVRAS - MG**

**2014**

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Coordenadoria de Produtos e  
Serviços da Biblioteca Universitária da UFLA**

Morel, Jean Daniel.

Relações entre vegetação arbórea e variáveis ambientais ao longo do gradiente altitudinal de uma floresta montana no sul de Minas Gerais / Jean Daniel Morel. – Lavras : UFLA, 2014.  
125 p. : il.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Lavras, 2014.  
Orientador: Marco Aurélio Leite Fontes.  
Bibliografia.

1. Ecologia florestal. 2. Fitossociologia. 3. Geoeologia. 4. Domínio atlântico. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 634.95

**JEAN DANIEL MOREL**

**RELAÇÕES ENTRE VEGETAÇÃO ARBÓREA E VARIÁVEIS  
AMBIENTAIS AO LONGO DO GRADIENTE ALTITUDINAL DE UMA  
FLORESTA MONTANA NO SUL DE MINAS GERAIS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para a obtenção do título de Doutor.

APROVADA em 22 de julho de 2014.

Dr. Rubens Manoel dos Santos	UFLA
Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho	UFLA
Dr. Paulo Oswaldo Garcia	IFSULDEMINAS
Dra. Gislene Carvalho de Castro	UFSJ
Dr. Sérgio Gualberto Martins	UFSJ

Dr. Marco Aurélio Leite Fontes  
Orientador

**LAVRAS – MG**

**2014**

## AGRADECIMENTOS

Um doutorado, certamente, ensina muito e gera muitos questionamentos. Esses questionamentos, inicialmente científicos, muitas vezes, tornam-se filosóficos, profissionais e, até mesmo, pessoais. Mas, em todos eles, uma conclusão óbvia a que se chega é a de que nada se faz sozinho e que muito se tem a agradecer.

Aqui, agradeço, formalmente, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), que financiaram os projetos que deram origem a este trabalho. Agradeço, também, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos, o que permitiu que eu me dedicasse, integralmente, aos trabalhos acadêmicos. Sou, ainda, imensamente grato à Universidade Federal de Lavras e ao seu Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, por todo o seu apoio e estrutura. Agradeço ao Dr. Marco Aurélio Leite Fontes, por sua iniciativa, presença de espírito e por ter acolhido com confiança projetos e objetivos. Sou, realmente, muito grato a ele por ter podido realizar este trabalho.

Agradeço ao Dr. Rubens Manoel dos Santos, como aluno, colega, parceiro e amigo. Por meio deste e de outros trabalhos, pude aprender muito com sua determinação, dedicação e postura diante das dificuldades. Agradeço, também, à sua esposa, Paola Ferreira Santos, por ter adotado a mim e a outros colegas, quase como fizeram com Amaioua e Cereus.

Agradeço a muitos outros amigos, professores ou colegas acadêmicos, pelas intensas orientações, auxílios, conselhos, reflexões e troca de ideias. A todos estes agradeço nos nomes de Warley Augusto Caldas Carvalho, Paulo Oswaldo Garcia, Sérgio Gualberto Martins, Gislene Carvalho de Castro, Gisele Cristina de Oliveira Menino, Sheila Álvares Carvalho, Jaqueline Fidélis Duarte,

Josina de Carvalho, Juliano de Freitas Oliveira, Ricardo Ayres Loschi e Leandro Carlos.

Agradeço às inúmeras pessoas que auxiliaram nos levantamentos de campo que, com imensa boa vontade, muito contribuíram com seu trabalho, esforço e dedicação. Na impossibilidade de mencionar todos, agradeço a eles nos nomes de Matheus Santos Luz, Murilo Malveira Brandão, Gabriela Gomes Pires, Polyanne Coelho, Graciene da Silva Mota e Diego Gualberto.

Há, também, os agradecimentos de ordem pessoal, pois graças ao carinho, apoio e dedicação das pessoas que fazem ou fizeram parte de nossas vidas é que conseguimos realizar nossas atividades profissionais.

Assim, sou extremamente grato à minha família, a começar por minha esposa, Patrícia Lício Morel. Agradeço a ela por sua coragem, apoio, por compartilhar sua vida comigo e por enxergar a beleza e a importância das pequenas coisas, sabendo que o pouco com amor é muito e o muito sem amor é nada.

Agradeço aos meus pais, Neuza Morel e Daniel Morel. Aqui não haveria linhas suficientes para agradecer tudo o que fizeram, fazem e são dispostos a fazer por mim. Portanto, espero que eles apenas compreendam o quão grande é o meu sentimento de gratidão.

Agradeço aos meus avós maternos, origem de minhas raízes caipiras, das quais tanto me orgulho. À minha querida avó, Adolfina Mesquita Pereira, sempre tão zelosa, agradeço com meu carinho. Ao meu querido e saudoso avô, Lázaro José Pereira, o “Zico Balbino”, que foi personagem da própria história e de outras tantas, agradeço mantendo-o sempre em minha memória.

Agradeço à minha avó paterna, Efigênia Tomáz Morel, pelas inconscientes lições de vivacidade pela sua alegria, disposição e prazer em viver. Em pensamento agradeço, também, ao meu avô paterno, Jacques Jean Morel, pelas singelas e alegres lembranças de criança. Sua história e veia artística,

ainda, hoje me inspiram e, se de fato herdei dele a teimosia, como dizem alguns, então, sou-lhe, ainda, mais grato, pois graças a ela realizei coisas que muitos desistem de tentar.

Agradeço à Luciana Pereira Botrel que, dinâmica como é, cumpre com perfeição seus papéis de tia, madrinha, amiga, mãe, irmã... Agradeço, ainda, às demais tias, tios, primas, primos, sogra, sogro e a tantos outros que fazem parte desta e de outras etapas, contribuindo para o meu crescimento – mesmo sem o saber – em minha pretensa tentativa de ser uma pessoa melhor.

Agradeço aos velhos amigos, que após tantos anos, estão se tornando amigos velhos, mas que continuam a ser os melhores amigos, longe ou perto, já que para as verdadeiras amizades não há tempo ou distância. Agradeço, também, aos novos amigos, que aos poucos foram chegando e escrevendo novas histórias. Considerando esses, novos e velhos, jovens e não tão jovens, não consigo distinguir o conceito de amizade do que tenho de família.

Tenho tanto a agradecer que agradeceria até mesmo ao Tupã, este ser não-humano, mas não menos que humano, o qual acabei adotando e levando para casa em uma das muitas expedições de campo. Se ele soubesse ler, a ele agradeceria pelo afeto e alegria, imaginando que em sua sabedoria canina quer apenas mostrar que a felicidade é feita de pequenas coisas.

Enfim, sou grato a tanto e a tantos que não me caberia mencionar aqui tudo o que foi importante para o cumprimento desta etapa acadêmica, impossível de ser separada da dimensão pessoal de minha vida. Resta, simplesmente, pensar com gratidão na importância de cada pessoa, de cada gesto, de cada ação e de cada acontecimento, agradecendo àquele ou àquilo que nos coloca sempre no caminho certo. E, por fim, compreender que todo caminho leva ao aprendizado e que todo aprendizado é digno de gratidão.

[...] achava-me no meio de luxuriantes florestas virgens [...] e delicieei meus olhos com as estranhas e belas formas da vegetação brasileira, que mesmo desde a minha infância tinha desejado ver em seu esplendor natural. Seria difícil descrever os sentimentos de admiração e prazer despertados por esse espetáculo. [...] Não me cansei jamais de admirar essas soberbas florestas.

Charles James Fox Bunbury – naturalista inglês que viajou pelo Rio de Janeiro e Minas Gerais entre 1833 e 1835.

## RESUMO

Este trabalho foi realizado com o objetivo de amostrar a vegetação arbórea de uma Floresta Estacional Semidecidual e verificar se existem variações significativas em seus componentes florísticos e estruturais ao longo de seu gradiente altitudinal. Também, objetivou-se neste trabalho avaliar a influência de variáveis ambientais sobre os componentes da vegetação. A área de estudo está localizada no município de Minduri, no Sul de Minas Gerais. A amostragem foi realizada em 30 parcelas de 10 m × 40 m, localizadas em seis cotas altitudinais, situadas a cada 100 m de desnível, de 1000 m a 1500 m acima do nível do mar. Dentro de cada parcela foram amostrados todos os indivíduos arbóreos vivos e com mais de 5 cm de DAP. Também foram coletadas amostras de solo e empregada uma metodologia de avaliação visual de variáveis ambientais. Após a análise dos dados, foram constatadas diferenças significativas entre os solos das cotas situadas a 1000 m e 1100 m em relação às demais. As demais variáveis ambientais, também, indicaram diferenças relativas aos microambientes de cada cota. Associada a essa variação, a vegetação arbórea apresentou distinções florísticas e estruturais que corroboram a existência de diferentes influências sobre a composição de famílias e espécies; sobre a densidade de indivíduos; sobre a riqueza e diversidade de espécies; sobre a variação diamétrica e de altura e sobre os valores de cobertura das espécies. Da mesma forma, análises multivariadas mostraram maior associação entre a vegetação das duas cotas, situadas nas menores altitudes e um gradiente entre as cotas situadas entre 1200 m e 1500 m, sendo esta última a mais distinta entre elas. Como conclusão, tem-se que a vegetação possui variações significativas ao longo do gradiente altitudinal. Essa variação está associada à variação ambiental, que condiciona grande heterogeneidade ambiental à área, proporcionando diferentes habitats e distintas expressões fisionômicas.

Palavras-chave: Ecologia florestal. Fitossociologia. Geoecologia. Domínio Atlântico. Florestas Montanas.

## ABSTRACT

This work was performed with the objective of sampling the arboreal vegetation of a Semideciduous Seasonal Forest and verify if there are significant variations to its floristic and structural components along its altitudinal gradient. In this work, we also aimed at evaluating the influence of environmental variables over the vegetation components. The studied area is located in the municipality of Minduri, in southern Minas Gerais, Brazil. The sampling was performed in 30 plots of 10 m x 40 m, rented in six altitudinal quotes, situated every 100 m of slope, from 1000 m to 1500 m above sea level. Inside each plot were sampled all the arboreal individuals alive and with more than 5 cm of DBH. Soil samples were also collected and a visual evaluation of environmental variables methodology was employed. After the data analysis, significant differences were observed between the soil from the quotes situated at 1000 m and 1100 m in relation to the others. The other environmental variables also indicated differences in relation to the microenvironments of each quote. Associated to this variation, the arboreal vegetation presented floristic and structural distinctions that corroborate the existence of different influences over the composition of families and species; over individual density; over species richness and diversity; over the diametric and height variation and over the topping values of the species. In the same way, multivariate analyses showed higher association between the vegetation of the two quotes, situated in the lowest altitudes and a gradient between quotes situated between 1200 m and 1500 m, with the last being the most distinct among all. As conclusion, the vegetation presents significant variations along the altitudinal gradient. This variation is associated to the environmental variation, which conditions high environmental heterogeneity to the area, providing different habitats and distinct physiognomic expressions.

Keywords: Forest ecology. Phytosociology. Geocology. Atlantic Forest. Montane forests.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Visão do contexto geográfico da área de estudo, localizada em Minduri, Minas Gerais, e da área que abriga os componentes amostrais.....	30
Figura 2	Vista frontal da área de estudo, localizada em Minduri, Minas Gerais, constituída por uma Floresta Estacional Semidecidual com as variações altitudinais Baixomontana e Altomontana .....	31
Figura 3	Pontuação das variáveis do meio físico nas cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais.....	44
Figura 4	Pontuação das variáveis do meio biótico nas cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais .....	46
Figura 5	Pontuação das variáveis de antropização nas cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais .....	47
Figura 6	Variação na riqueza percentual de Myrtaceae, Fabaceae, Lauraceae e Rubiaceae entre as espécies amostradas ao longo das cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais .....	49
Figura 7	Variação na abundância percentual de Myrtaceae, Fabaceae, Lauraceae e Rubiaceae entre os indivíduos amostrados ao longo das cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais .....	50

Figura 8	Curva de rarefação para o número de espécies arbóreas por número de indivíduos amostrados nas cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais.....	51
Figura 9	Curva de rarefação para o índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) por número de indivíduos amostrados nas cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais .....	53
Figura 10	Distribuição dos indivíduos arbóreos em classes diamétricas ao longo das cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais .....	54
Figura 11	Distribuição dos indivíduos arbóreos em classes de altura ao longo das cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais .....	55
Figura 12	Valores de Cobertura (VC) para as cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais, considerando as espécies arbóreas responsáveis pelo maior percentual do parâmetro.....	57
Figura 13	Dendrograma gerado pela análise de agrupamento com algoritmos de médias não-ponderadas (UPGMA) considerando a abundância das espécies amostradas nas parcelas das cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual, em Minduri, Minas Gerais, onde: A = parcelas da cota 1000 m; B = parcelas da cota 1100 m; C = parcelas da cota 1200 m; D = parcelas da cota 1300 m; E = parcelas da cota 1400 m; e F = parcelas da cota 1500 m .....	59

Figura 14 Diagrama de ordenação obtido por Análise de Correspondência Canônica (CCA) considerando variáveis de solo e a abundância das espécies amostradas nas parcelas ds cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual, em Minduri, Minas Gerais, onde: A = parcelas da cota 1000 m; B = parcelas da cota 1100 m; C = parcelas da cota 1200 m; D = parcelas da cota 1300 m; E = parcelas da cota 1400 m; e F = parcelas da cota 1500 m .....61

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Parâmetros químicos e granulométricos dos solos nas cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais.....	40
Tabela 2	Médias e desvios padrão para abundância e área basal das espécies amostradas cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais, Brasil .....	48
Tabela 3	Índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) e equabilidade de Pielou ( $J'$ ) para as cotas altimétricas de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais.....	52

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	15
<b>2</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	18
<b>3</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	28
<b>3.1</b>	<b>Área de estudo</b> .....	28
<b>3.2</b>	<b>Coleta de dados</b> .....	32
<b>3.3</b>	<b>Análise dos dados</b> .....	35
<b>4</b>	<b>RESULTADOS</b> .....	39
<b>4.1</b>	<b>Variáveis ambientais</b> .....	39
<b>4.2</b>	<b>Composição e estrutura da vegetação</b> .....	48
<b>4.3</b>	<b>Similaridade e correlações espécie-ambiente</b> .....	58
<b>5</b>	<b>DISCUSSÃO</b> .....	63
<b>5.1</b>	<b>Variáveis ambientais</b> .....	63
<b>5.2</b>	<b>Composição e estrutura da vegetação</b> .....	70
<b>5.3</b>	<b>Similaridade e correlações espécie-ambiente</b> .....	81
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	88
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	89
	<b>APÊNDICES</b> .....	105

## 1 INTRODUÇÃO

As florestas do Domínio Atlântico são reconhecidas mundialmente como um dos ecossistemas mais ameaçados do mundo. Apesar disso, ainda, há lacunas quanto ao conhecimento das relações de sua vegetação com variáveis ambientais e sobre como isto proporciona modificações florísticas e fisionômicas.

Até o início da década de 1990, na maioria dos trabalhos, consideravam-se somente as Florestas Ombrófilas, vinculadas às condições litorâneas ou ao regime pluviométrico não estacional, como componentes do conjunto vegetacional Atlântico. No entanto, com base em trabalhos realizados por diferentes instituições de pesquisa, ficou, claramente, estabelecido que outras fisionomias fazem parte desse conjunto. Pelos resultados desses trabalhos culminou com o reconhecimento científico de que o Domínio Atlântico é composto por distintas fisionomias florestais e seus ecossistemas associados, além do seu reconhecimento legal, estabelecido pela Lei Federal nº. 11.428 de 2006, que trata de sua utilização e proteção.

Entre as fisionomias florestais componentes do Domínio Atlântico, estão as florestas estacionais interioranas, que, apesar de terem sua vegetação fortemente vinculada à sazonalidade das chuvas, possuem muitas afinidades florísticas com as Florestas Ombrófilas. Em trabalhos realizados nesse sentido, alguns deles clássicos em razão de sua importância e valor referencial, como o de Oliveira Filho e Fontes (2000), mostrou-se que inúmeras espécies ocorrem em gradientes, tanto do litoral para o interior quanto obedecendo a variações latitudinais. Nesses e em outros trabalhos mostrou-se, ainda, a importância da altitude sobre a distribuição das espécies, abordando as relações entre elas e os gradientes altitudinais, que, em maior ou menor grau, também, definem habitats diferenciados.

Entretanto, na maior parte dos trabalhos em que foi avaliada a influência de variações altitudinais no Domínio Atlântico foi em Florestas Ombrófilas. Isto se deve à sua localização ao longo das cadeias de montanhas litorâneas e em elevadas altitudes, o que fez com que elas permanecessem como remanescentes, mas também em decorrência da maioria das Florestas Estacionais não estar localizada em regiões de grande elevação. Esse fato se torna notório, a ponto de em algumas importantes obras da literatura científica não se mencionarem a ocorrência de Florestas Estacionais localizadas acima de 1000 metros de altitude ou disto ser feito de maneira simplificada. Essa lacuna se deve a serem poucas as áreas de florestas estacionais localizadas nessas condições. Acrescido a isso, há o fato de que a maior parte de sua região de ocorrência ter sido intensamente devastada para estabelecimento de atividades agrícolas ou para assentamentos populacionais, o que vem ocorrendo desde o início da invasão portuguesa, principalmente, a partir de meados do século XVII.

No entanto, com base na vertente continental da Serra da Mantiqueira, em áreas de planalto que se estendem pelos estados de São Paulo e Minas Gerais, ainda, há áreas localizadas em altitudes elevadas que abrigam remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual. Em algumas dessas áreas foram realizadas pesquisas que avaliaram as características geocológicas dessas florestas. Contudo, a maioria dessas florestas não apresenta grande extensão e possui o seu entorno bastante alterado, sendo composto por pequenos fragmentos, localizados nas áreas mais elevadas e de difícil acesso, o que dificulta a realização de pesquisas que abarquem variações ambientais e florísticas de maior amplitude.

Considerando esse pressuposto, este trabalho foi concebido visando à amostragem de uma área de Floresta Estacional Semidecidual que apresentasse diferenças altitudinais com potencial de compreender variações florísticas, estruturais e ambientais. Baseados na seleção da área a ser amostrada e na

realização de dois projetos de pesquisa, financiados pela FAPEMIG e pelo CNPq, os dados para compor este trabalho foram coletados e analisados. Além dos parâmetros vinculados à vegetação e à altitude, foram coletados dados referentes ao solo. Uma metodologia de avaliação de variáveis ambientais complementares, também, foi testada, visando aumentar o número de parâmetros descritivos para cada ambiente amostral.

Dessa forma, este trabalho foi conduzido com o objetivo de verificar se existem variações nos componentes florístico e estrutural de uma Floresta Estacional Semidecidual, ao longo do seu gradiente altitudinal e se existem variáveis ambientais que podem influenciar a similaridade ou dissimilaridade entre as áreas amostradas. A hipótese ecológica que norteou o trabalho é a de que existe variação significativa da vegetação arbórea, ao longo do gradiente e que ela está relacionada à variação ambiental proporcionada pela altitude e por variáveis relacionadas aos microambientes de cada área amostral.

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

As florestas que recobrem regiões montanhosas, chamadas Florestas Montanas, em muitos sistemas de classificação, foram designadas por Gentry (1995), como as mais desconhecidas e ameaçadas entre as formações florestais da Região Neotropical. Desde essa afirmação, amplamente citada na literatura científica, muitos estudos têm sido realizados com o intuito de ampliar os conhecimentos sobre esse tipo de vegetação e fornecer subsídios para sua conservação.

As florestas tropicais montanas situam-se, normalmente, entre 900 e 2900 metros acima do nível do mar (a.n.m.), ao longo de cadeias montanhosas onde o clima propicia sua ocorrência (WEBSTER, 1995), visto que a altitude da montanha, a proximidade do oceano e a sua localização latitudinal possuem grande influencia sobre sua distribuição (GHAZOUL; SHEIL, 2010). Essas florestas ocorrem na Ásia, na África e nas Américas; em países como Malásia, Indonésia, Nepal e China; Etiópia, Tanzânia, Congo e Camarões; México, Guatemala, Honduras e Costa Rica; Peru, Equador, Colômbia e Venezuela; abrangendo tanto fisionomias ombrófilas quanto estacionais (RICHTER, 2008).

No Brasil, as Florestas Montanas ocorrem, principalmente, na região Sudeste, no alto das serras ou planaltos pertencentes às cadeias montanhosas das serras do Mar e Mantiqueira (WEAVER, 1995; WEBSTER, 1995), mas também na região interiorana, em áreas disjuntas mais elevadas que, juntamente com outras formações vegetacionais, compõem a vegetação do Domínio Atlântico (AB'SÁBER, 2003). Nesses locais, as florestas podem atingir até 2200 m a.n.m., apresentam marcantes variações entre suas diferentes cotas e são consideradas ecossistemas com características e diversidade próprias, em função da grande heterogeneidade ambiental e das variações florísticas e fisionômicas (FRANÇA;

STEHMANN, 2004; OLIVEIRA FILHO et al., 1994a; OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2000).

O Sistema de Classificação da Vegetação Brasileira, proposto por Veloso, Rangel Filho e Lima (1991) e atualizado por IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2012), leva em conta características fisionômico-ecológicas da vegetação e subdivide as florestas brasileiras, de acordo com a altitude, observando a categoria fisionômica dominante. Nesse sistema, a fisionomia Floresta Ombrófila Densa possui as subdivisões altitudinais Terras Baixas, Submontana, Montana e Altomontana; a Floresta Ombrófila Mista é subdividida em Submontana, Montana e Altomontana; e as fisionomias Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Estacional Decidual são subdivididas em Terras Baixas, Submontana e Montana. As faixas altitudinais, que caracterizam cada subdivisão, entretanto, são estabelecidas de acordo com a latitude onde se encontra a floresta que se deseja categorizar.

Para tornar a classificação altitudinal mais prática e de fácil aplicação, Oliveira Filho e Fontes (2000) propuseram três categorias que coincidem com a distribuição geográfica das unidades mapeadas pelo Sistema de Classificação da Vegetação Brasileira. Esses autores utilizaram as categorias Submontana (de 300 a 700 m de altitude), Baixomontana (de 700 a 1100 m) e Altomontana (acima de 1100 m) para as florestas do sudeste brasileiro, o que facilita o agrupamento e comparação das áreas florestais quando consideradas suas altitudes predominantes.

Seguindo este critério, as Florestas Montanas do Domínio Atlântico podem ser classificadas como pertencentes a essas três subdivisões. Entretanto, em virtude de suas condições ambientais, como maior ocorrência de nebulosidade, e de suas características estruturais, como dossel mais baixo e árvores com troncos retorcidos, as condições típicas de florestas de altitude,

citadas pela literatura (GHAZOUL; SHEIL, 2010; MEIRELES; SHEPHERD; KINOSHITA, 2008; RICHTER, 2008; WHITMORE, 1998) são mais facilmente observáveis nas fisionomias Altomontanas (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2012). Levando em conta essa gama de variações, Ivanauskas e Assis (2009) ressaltam a importância do reconhecimento de campo para estabelecer uma denominação apropriada para um determinado tipo vegetacional, considerando sua fisionomia, sua estrutura e sua composição florística.

As florestas de altitude, seja qual for o critério utilizado para sua classificação, apresentam uma série de características que as tornam particulares (GHAZOUL; SHEIL, 2010). A variação da altitude nas florestas tropicais é um dos principais gradientes ambientais capazes de proporcionar mudanças florísticas e fisionômicas nesse tipo de floresta (BERTONCELLO et al., 2011; BLUNDO et al., 2012; GENTRY, 1995; KRAFT et al., 2011; MARTIN; FAHEY; SHERMAN, 2011; PENDRY; PROCTOR, 1997). Mudanças na composição florística e na estrutura fitossociológica, relacionadas ao gradiente altitudinal, foram descritas por vários autores para formações florestais em diferentes regiões dos trópicos (HÄGER, 2010; HERNÁNDEZ et al., 2012; HOMEIER et al., 2010; LIEBERMAN et al., 1996; MEIRELES; SHEPHERD; KINOSHITA, 2008; RODRIGUES et al., 1989; VÁZQUEZ; GIVNISH, 1998).

Essas mudanças interferem fortemente nos padrões das comunidades florestais, pois diferentes cotas altimétricas possuem diferentes condições de temperatura, umidade do ar, disponibilidade hídrica, exposição a ventos, além de profundidade e classes de drenagem de solo distintas (BERTONCELLO et al., 2011; BLUNDO et al., 2012; CARVALHO et al., 2005; DUFOUR et al., 2006; HÄGER, 2010; HOMEIER et al., 2010; SLIK et al., 2010; VALENTE et al., 2011). As variações altitudinais são correspondidas por variações na composição de espécies e na estrutura da vegetação, formando gradientes vegetacionais de

acordo com a variação ambiental. Essas características já haviam sido apontadas anteriormente por Whitmore (1998), postulando que diferentes fisionomias e estruturas florestais ocorrem ao longo do gradiente altitudinal, o que muitas vezes pode ser verificado em pequenas escalas espaciais.

Gentry (1995) faz uma caracterização geral das florestas montanas neotropicais onde estas são apresentadas como detentoras de uma menor diversidade de famílias e espécies, principalmente, arbóreas, em relação às florestas úmidas de baixas altitudes. Ao mesmo tempo, o autor destaca estas florestas como possuidoras de um alto grau de endemismos e de uma alta riqueza de pteridófitas e angiospermas. Quanto à sua composição, com base no trabalho mencionado, foram consideradas comuns, nesse tipo de vegetação, espécies arbóreas das famílias Lauraceae, Melastomataceae e Rubiaceae, além de Myrtaceae, Solanaceae e Asteraceae. De maneira oposta, a família Fabaceae, que está entre as mais ricas na maioria das formações florestais tropicais, é representada por poucas espécies nas formações florestais montanas.

Com base nesse trabalho, vários autores, em trabalhos posteriores, puderam verificar essas mesmas características, guardadas as especificidades da vegetação avaliada. Assim, Nascimento, Giuliatti e Queiroz (2010) constataram, em florestas situadas entre 1350 e 1750 metros de altitude, no Sul da Chapada Diamantina, uma composição de famílias, gêneros e espécies muito semelhante aos padrões indicados por Gentry (1995). Situação semelhante foi descrita por Scheer, Mocoichinski e Roderjan (2011), em 11 áreas de floresta ombrófila altomontana nas regiões Sul e Sudeste do Brasil, que verificaram pequenas discrepâncias em relação às espécies, mas gêneros e famílias comuns. No complexo da Mantiqueira, a composição típica de florestas de altitude foi verificada por França e Stehman (2004) e por Meireles, Shepherd e Kinoshita (2008), que relacionaram as variações na composição com a grande variação ambiental que ocorre ao longo das encostas. O mesmo foi verificado por

Schwarzkopf et al. (2010), para florestas nebulares nos Andes Venezuelanos. Dalanesi, Oliveira Filho e Fontes (2004), estudando um gradiente altitudinal de floresta montana-altomona no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, em Lavras, MG, também, verificaram composição florística característica das florestas de altitude. Esses autores ressaltaram a riqueza das famílias Myrtaceae, Melastomataceae, Lauraceae, Asteraceae, Cyatheaceae e Solanaceae, juntamente com a baixa proporção de espécies de Fabaceae.

Por meio de comparações estruturais entre florestas tropicais, em diferentes altitudes, demonstrou-se que as florestas montanas, além de menores na estatura, apresentam maior densidade de indivíduos que florestas estabelecidas em áreas mais baixas (BERTONCELLO et al., 2011; CARVALHO et al., 2005; GHAZOUL; SHEIL, 2010; HERNÁNDEZ et al., 2012; LIEBERMAN et al., 1996; VALENTE et al., 2011; VÁZQUEZ; GIVNISH, 1998). Em relação ao dossel, na maioria das florestas tropicais situadas em baixas altitudes, ele é bastante irregular, enquanto nas florestas montanas possui porte baixo, é plano, contínuo e sem árvores emergentes, o que muitos autores consideram como a característica marcante da sua estrutura, juntamente com a presença de árvores com aparência atrofiada, delgadas, bifurcadas e com troncos retorcidos (BELLINGHAM; SPARROW, 2009; FONTES, 1997; GHAZOUL; SHEIL, 2010; MEIRELES; SHEPHERD; KINOSHITA, 2008; SCHWARZKOPF et al., 2010; VITOUSEK, 1998; WHITMORE, 1998).

A altitude, portanto, é um forte agente que proporciona condições de interferência sobre as comunidades florestais decorrentes da heterogeneidade ambiental (GHAZOUL; SHEIL, 2010). Segundo Ghazoul e Sheil (2010), a temperatura média do ar diminui com a altitude, ao passo que a variação na temperatura diurna aumenta. Ao ascender sobre uma montanha, a temperatura do ar cai a taxas de cerca de 6 °C a cada 1000m de elevação, visto que essa

variação, normalmente, é menor no inverno que no verão e, durante as noites, em relação aos dias (HUGGETT, 1995). Em contrapartida, as variações de temperatura ao longo do ano são pequenas (GHAZOUL; SHEIL, 2010). Nesse sentido, mudanças climáticas, proporcionadas pela altitude, muitas vezes, funcionam como um filtro de espécies, de acordo com suas faixas de tolerâncias climáticas, de forma semelhante a que as diferenças latitudinais condicionam diferentes tipos de clima e de vegetação (HUGGETT, 1995).

As mudanças provocadas pela altitude nos geoecossistemas atuam tanto na formação de zonas de vegetação quanto de solos, pois fatores climáticos, também, prescrevem o tipo e a amplitude de processos pedogenéticos, influenciando o crescimento da vegetação e, em escala mais lenta, processos físicos relacionados ao relevo e à topografia, como a dinâmica de encostas (HUGGETT, 1995). A variação de solos, ao longo das encostas, é importante ao se considerar que o solo funciona como substrato para as formações vegetais, sendo responsável pela maior ou menor oferta de nutrientes e água para as espécies que as compõem (SCHAEFER et al., 2009). Em alguns casos, as propriedades químicas dos solos implicam em diferenças de fertilidade e acidez que influenciam fortemente os parâmetros estruturais da vegetação florestal, condicionando diferenças fisionômicas e na composição florística (OLIVEIRA FILHO et al., 1994a; RODRIGUES et al., 2007).

A gama de variações ambientais que ocorre ao longo das encostas acaba moldando a expressão da vegetação, como ocorre, por exemplo, no complexo da Mantiqueira, onde as variações altitudinais são comumente correspondidas por variações nos componentes fisionômicos (FRANÇA; STEHMAN, 2004; MEIRELES et al., 2008). As características fisiográficas, pedológicas e microclimáticas inerentes a cada ambiente são fatores importantes (FERREIRA JÚNIOR; SCHAEFER; SILVA, 2009; FERREIRA JÚNIOR et al., 2007) e condicionam as comunidades a apresentar mosaicos, com composição que se

assemelha por comporem um mesmo conjunto florestal, mas que, também, apresenta distinções em razão da diversidade de condições ambientais (FERREIRA JÚNIOR; SCHAEFER; SILVA, 2009).

Por estarem localizadas em áreas de altitude elevada e de difícil acesso, muitas das áreas cobertas por Florestas Montanas, na região Sudeste do Brasil, são hoje consideradas como núcleos remanescentes de vegetação Atlântica e que, em alguns casos, podem ser caracterizados como florestas primárias (CÂMARA, 2003; NASCIMENTO; GIULIETTI; QUEIROZ, 2010; RIBEIRO et al., 2011). No entanto, em virtude das atividades antrópicas que são realizadas em seu entorno desde os primórdios da colonização europeia e que degradou a maior parte das florestas do Domínio Atlântico (DEAN, 1996; FERREIRA JÚNIOR; SCHAEFER; SILVA, 2009; GONZAGA et al., 2008), a maioria dessas áreas está submetida a perturbações, o que afeta diretamente a sua integridade. Esse fato se agrava, ao se considerar que as condições decorrentes da antropização podem ter grande impacto sobre a riqueza e composição de espécies vegetais em florestas tropicais (DURIGAN, 2009; WRIGHT, 2010), sobretudo, naquelas situadas em ambientes de montanha (DUFOUR et al., 2006; PEREIRA et al., 2006).

Atualmente há, ainda, uma preocupação com os possíveis efeitos de mudanças climáticas sobre a vegetação de altitude (KHARUK et al., 2010; MARTIN; FAHEY; SHERMAN, 2011), já que estudos recentes mostram que estas alterações interferem nas relações inter e intraespecíficas, alterando as taxas de natalidade e mortalidade (VAN MANTGEM et al., 2009) e ocasionando modificações na distribuição geográfica das espécies (KHARUK et al., 2010; LENOIR et al., 2008; LIPPOK et al., 2014). Nesse sentido, estudos envolvendo características específicas da vegetação, como as localizadas em zonas de transição ou em gradientes, podem ser utilizados como parâmetros para comparações futuras (DURIGAN, 2009; LIPPOK et al., 2014; SUNDQVIST;

SANDERS; WARDLE, 2013), já que diferentes tipos de vegetação respondem, de maneiras diferentes, às variações climáticas (ADAMS, 2010). No caso das florestas de altitude, elas são adaptadas ao clima mais frio que ocorre nas partes mais altas das montanhas, o que torna estes ecossistemas sensíveis às variações na temperatura (ADAMS, 2010; SUNDQVIST; SANDERS; WARDLE, 2013).

Na região do Alto Rio Grande, em Minas Gerais, que compreende a bacia do Rio Grande à montante do reservatório hidroelétrico de Furnas, no sul do Estado, a cobertura florestal original está restrita a pequenos fragmentos, em sua maioria com menos de 10 hectares e sujeitos a atividades antrópicas (OLIVEIRA FILHO et al., 1994b; OLIVEIRA FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997). Nessa região, os fragmentos florestais mais preservados são, também, aqueles situados nas maiores elevações. Algumas serras do Alto Rio Grande possuem altitudes que chegam a ultrapassar 1500 m. As situadas ao sul da região, mais associadas à cadeia da Mantiqueira, são compostas por rochas ígneas ou metamórficas, enquanto nas situadas mais ao norte predominam rochas quartzíticas e areníticas (MARQUES NETO, 2012; VASCONCELOS, 2011).

Segundo Drummond et al. (2005), estas serras, especificamente as da microrregião de Andrelândia, de matriz quartzítica, abrigam formações florestais e campestres características, com alta riqueza de espécies vegetais e que são importantes como refúgios e para a obtenção de recursos por parte de animais silvestres criticamente em perigo de extinção, como a onça-pintada e o uruburei. Esses atributos, associados à importância dos recursos hídricos existentes, fizeram com que a região fosse considerada como de importância biológica muito alta (DRUMMOND et al., 2005). Em virtude destas especificidades e das pressões sofridas, em função de atividades agropecuárias, de mineração, barramento de rios e turismo desordenado, é oficialmente recomendada, como ações de curtíssimo prazo, a criação de unidades de conservação e a implantação

de programas para a recuperação ambiental na região (DRUMMOND et al., 2005).

Diversos estudos sobre a vegetação foram realizados nos remanescentes florestais do Alto Rio Grande, entretanto, a maioria dos trabalhos foi feita em áreas com altitudes variando entre 750 e 1000 m a.n.m., não abrangendo as florestas situadas em locais mais elevados (CARVALHO et al., 2005). Considerando as Florestas Semidecíduais, exceções são os trabalhos de Oliveira Filho e Machado (1993), Fontes (1997), Oliveira Filho et al. (2004), Dalanesi, Oliveira Filho e Fontes (2000), Pifano (2011) e as demais publicações decorrentes deles, que contemplam inventários florestais realizados em áreas que possuem cota altitudinal com elevação suficiente para serem considerados como Florestas Altomontanas.

Considerando outras formações florestais, alguns trabalhos vêm sendo realizados com o intuito de elucidar aspectos relativos à influência do gradiente altitudinal sobre a composição florística e sobre a estrutura das Florestas Altomontanas brasileiras (BERTONCELLO et al., 2011; MEIRELES; SHEPHERD; KINOSHITA, 2008; SCHEER; MOCOCHINSKI; RODERJAN, 2011; VALENTE et al., 2011). Contudo, a maioria deles enfatiza as Florestas Ombrófilas, de influência litorânea, não se atendo à caracterização florístico-estrutural e à verificação de gradientes vegetacionais nas florestas semidecíduais de altitude.

Levando em consideração a importância do conhecimento sobre a composição e a estrutura de florestas para a compreensão de seus aspectos ecológicos e para planejar sua conservação (NEWTON, 2007), trabalhos abrangendo a influência de variáveis ambientais sobre a vegetação são, ainda, muito necessários para a caracterização das Florestas Semidecíduais de altitude. Considerando esta assertiva, investigações devem ser feitas levando em conta que as florestas localizadas em maiores altitudes estão sujeitas a condições

diferenciadas em relação às florestas de menores altitudes (CARVALHO et al., 2005; CARVALHO; FONTES; OLIVEIRA FILHO, 2000; OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2000). Também deve ser considerado o padrão climático sazonal da região das Florestas Estacionais, pois suas características ambientais devem ser entendidas como condicionantes para a existência de gradientes florísticos e estruturais em suas comunidades e que podem gerar contribuições significativas para o entendimento de suas relações ecológicas (FERREIRA JÚNIOR; SCHAEFER; SILVA, 2009; KRAFT et al., 2011; MARTIN; FAHEY; SHERMAN, 2011), orientando novas pesquisas neste âmbito.

### **3 MATERIAL E MÉTODOS**

Para realizar este trabalho, de acordo com os objetivos propostos, foi amostrada uma floresta de grande extensão e com variações altitudinais. Visando testar sua hipótese, os métodos da pesquisa consistiram na amostragem de variáveis ambientais e da vegetação arbórea. Em seguida, foi feito o tratamento e análise dos dados coletados, visando à apresentação e discussão dos resultados obtidos.

#### **3.1 Área de estudo**

A área de estudo está localizada no município de Minduri, que pertence à bacia hidrográfica do Alto Rio Grande (INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS APLICADAS, 2010) e compõe a microrregião de Andrelândia, na mesorregião Sul de Minas Gerais (INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS APLICADAS, 2010). O clima da região é do tipo Cwa, tropical de altitude, caracterizado como temperado chuvoso (mesotérmico), com verões quentes e invernos secos (KÖPPEN; GEIGER, 1928). De acordo com os dados climáticos da estação meteorológica localizada em São Lourenço, a temperatura média anual é de 19,1 °C, com médias mensais variando de 13,7 °C em julho a 22,4 °C em fevereiro; enquanto a precipitação total anual é de 1568,9 mm, com médias mensais variando de 30,5 mm no trimestre mais seco (junho a agosto) a 262,6 mm no trimestre mais chuvoso (dezembro a fevereiro) (BRASIL, 1992).

Localizado na região paisagística e macroecológica do Domínio Tropical Atlântico (AB'SÁBER, 2003), geomorfologicamente o município se enquadra na região dos Planaltos do Alto Rio Grande, unidade Planalto de Andrelândia (BRASIL, 1983), onde ocorrem tanto serras pertencentes ao complexo da Cordilheira Atlântica quanto às formações geomorfológicas

denominadas Mares de Morros (MAIO, 1980; FERREIRA JÚNIOR; SCHAEFER; SILVA, 2009). Esta região está situada entre uma faixa de climas úmidos, onde estão localizadas as serras da vertente oceânica da Mantiqueira e onde ocorrem florestas tipicamente ombrófilas, e a região central do país, que apresenta um clima bastante sazonal em termos de precipitação e que abriga as formações vegetais do Domínio dos Cerrados (AB'SÁBER, 2003). Originalmente, predominavam na região as formações estacionais componentes da Floresta Atlântica (FERREIRA JÚNIOR; SCHAEFER; SILVA, 2009; INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2012), pontuadas por campos rupestres sobre matriz quartzítica nas regiões serranas mais elevadas (MARQUES NETO, 2012; VASCONCELOS, 2011).

A área amostrada, situada entre as latitudes  $21^{\circ}36'25''S$  e  $21^{\circ}37'27''S$  e entre as longitudes  $44^{\circ}33'25''W$  e  $44^{\circ}36'26''W$ , corresponde a uma floresta com cerca de 1000 hectares ( $10 \text{ km}^2$ ). Esta floresta é conhecida, localmente, como Mata Triste e reveste toda a encosta sul e adjacências da Serra da Chapada das Perdizes. Esta serra, que faz divisa natural entre os municípios de Minduri, ao sul e Carrancas, ao norte, juntamente com as serras da Traituba, do Minduri e do Moleque (BRASIL, 1975), compõe um mosaico de vegetação florestal nativa com cerca de 20 km de extensão, do qual a área de estudo é o maior componente (Figura 1).

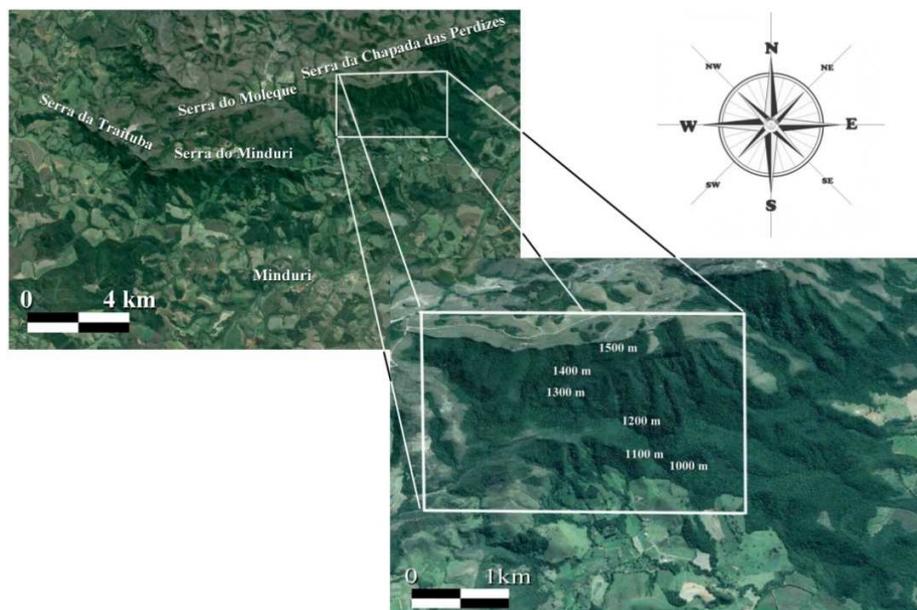


Figura 1 Visão do contexto geográfico da área de estudo, localizada em Minduri, Minas Gerais, e da área que abriga os componentes amostrais

Fonte: Adaptado de Google Earth (2014)

A floresta está localizada em uma encosta com altitudes variam de 1000 m a 1500 m e abriga áreas com distintas características ambientais e em diferentes estágios sucessionais (Figura 2). De acordo com o Manual Técnico da Vegetação Brasileira (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2012), a vegetação local é classificada como Floresta Estacional Semidecidual. Adotando os critérios altitudinais propostos por Oliveira Filho e Fontes (2000), podem ser consideradas duas fitofisionomias: Floresta Estacional Semidecidual Baixomontana (de 700m a 1100m de altitude); e Floresta Estacional Semidecidual Altomontana (acima de 1100m de altitude).



Figura 2 Vista frontal da área de estudo, localizada em Minduri, Minas Gerais, constituída por uma Floresta Estacional Semidecidual com as variações altitudinais Baixomontana e Altomontana

Para abranger todo o gradiente de elevação, foi definida *a priori*, com base na carta topográfica que abrange a área (BRASIL, 1975), uma diferença de altitude de 100 metros entre cada área amostral. Com isso, a amostragem foi realizada em seis cotas altitudinais, de 1000 m a 1500 m acima do nível do mar (a.n.m.).

A cota 1000 m, localizada na parte mais baixa da floresta, está situada próxima a um curso de água, onde ocorre vegetação de grande porte. Nela há alguns indícios de antropização, como trilhas, fezes de gado e sinais de corte seletivo.

A cota localizada a 1100 m está posicionada na encosta oposta, com diferentes níveis de declividade e abriga vegetação de porte alto, porém com muitos indivíduos adensados. Há muitos indícios de gado e de cortes seletivos

nessa cota e a maior parte dela já foi cortada no passado, segundo informações de moradores das proximidades.

A cota 1200 m está localizada no centro da floresta e se encontra bastante íntegra. Situada às margens de dois cursos de água, abriga uma vegetação de grande porte e não parece estar sujeita a impactos antrópicos.

A cota localizada a 1300 m está posicionada em uma região aplainada em um topo de vertente, por onde passa uma pequena estrada. Sua vegetação apresenta uma fisionomia adensada, porém não em toda sua extensão. Próximo a esta área, há indícios bastante antigos de corte seletivo, principalmente, de candeias (gênero *Eremanthus*), que ocorrem associadas à vegetação periférica.

A cota 1400 m está posicionada em uma encosta de relevo pouco movimentado, com alguns afloramentos de rocha e por onde corre um pequeno curso de água. Sua vegetação, em geral, possui porte alto e é cortada por parte da já referida estrada. Neste local há indícios recentes de corte seletivo, porém em pequena intensidade.

Já a cota localizada, na parte superior da floresta, a 1500 m a.n.m., está posicionada na mesma vertente da cota anterior, porém nela há grande quantidade de afloramentos rochosos. A vegetação é de pequeno porte e há apenas indícios muito antigos de corte seletivo. A vegetação florestal dessa cota está em contato com os campos rupestres de origem natural situados no topo da serra, muitas vezes formando bordas abruptas. Há, também, grande associação com plantas do gênero *Eremanthus*, que chegam a formar grandes adensamentos.

### **3.2 Coleta de dados**

Em cada cota altitudinal foram estabelecidas cinco unidades amostrais (ou parcelas) de 10 m × 40 m, não contíguas, com um mínimo de 40 m de

intervalo e com o maior lado no sentido da cota, buscando manter pouca variação na altitude. A disposição das parcelas totalizou 2000 m<sup>2</sup> de área amostral por cota e 12000 m<sup>2</sup> (1,2 ha) de área amostral total. Esta metodologia, conhecida como método de parcelas (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974), tem como objetivo proporcionar uma amostragem representativa de toda a área.

Dentro de cada parcela foram coletadas amostras de solo visando correlacionar seus atributos químicos e granulométricos com a vegetação. As coletas foram feitas com trado holandês, em três pontos diferentes da parcela, de 0 a 20 cm de profundidade. Essas amostras foram homogeneizadas e delas retiradas uma amostra composta, de 0,5 L por parcela, que foi acondicionada em saco plástico identificado.

Também foi empregada neste trabalho uma metodologia qualitativa que utiliza a avaliação visual de variáveis ambientais. Este método foi desenvolvido e aplicado com o intuito de incrementar o número de variáveis com potencial, para descrever os ambientes amostrados e fornecer inferências sobre a variação da vegetação, tendo sido utilizado de maneira complementar às variáveis quantificadas por outros métodos. Foram utilizadas 16 variáveis, agrupadas nas seguintes categorias: A Variáveis do meio físico - A1 Declividade, A2 Afloramentos de rocha, A3 Proximidade de curso de água, A4 Sujeição a alagamentos, A5 Umidade e A6 Exposição a ventos; B Variáveis do meio biótico - B1 Ocupação por bambus, B2 Ocupação por bromélias, B3 Ocupação por orquídeas, B4 Ocupação por briófitas, B5 Ocupação por líquens e B6 Ocupação por cipós; C Variáveis de antropização - C1 Abundância de tocos cortados, C2 Abundância de trilhas, C3 Abundância de fezes de gado e C4 Abundância de indícios de fogo.

Para sua avaliação, foi utilizada uma escala semiquantitativa, de acordo com a percepção da intensidade de influência das variáveis em cada parcela,

assim como em métodos de avaliação fenológica (FOURNIER, 1974; WHEELWRIGHT, 1985). Foi adotada uma escala intervalar com cinco categorias e dada uma nota de 0 a 4 para cada variável, onde: uma nota 0 significa a ausência de influência da variável na parcela considerada; uma nota 1 significa que a variável afeta de 1% a 25% da parcela; uma nota 2 significa que a variável possui influência de 26% a 50%; uma nota 3 corresponde a 51% a 75% de influência e; uma nota 4 corresponde a 75% a 100% de influência da variável na parcela considerada.

Para amostrar a vegetação e obter seus parâmetros florísticos e estruturais, dentro de cada parcela foram registrados todos os indivíduos da sinúsia arbórea que apresentaram circunferência à altura do peito (CAP), considerando 1,30 m de altura em relação ao solo, maior ou igual a 15,7 cm, o que equivale a 5 cm de diâmetro. Arvoretas, arbustos, subarbustos, palmeiras e fetos arborescentes, também, foram incluídos na amostragem, pois compõem os estratos da floresta onde predominam os indivíduos arbóreos. Indivíduos com mais de um fuste foram incluídos quando a raiz quadrada da soma dos quadrados dos fustes foi igual ou superior ao critério de inclusão, cálculo que foi feito *a posteriori*. As circunferências das plantas foram medidas com fita métrica de 1,5 m de comprimento e suas alturas foram estimadas por comparação às hastes da tesoura de poda alta. Todas as plantas inventariadas foram marcadas com etiquetas de alumínio numeradas.

A identificação das espécies foi feita em campo, diante do seu prévio conhecimento; por comparação de amostras coletadas, prensadas e herborizadas com a literatura especializada; ou pela consulta a especialistas. Os materiais coletados foram incorporados ao acervo do herbário HMC, vinculado à UNIMONTES, em Montes Claros, MG. O sistema de classificação das espécies seguiu o *Angiosperm Phylogeny Group* (ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP III, 2009). No entanto, também, foi utilizada a base de dados publicada

por Oliveira Filho (2006), adotando sinonímias e combinações para determinadas espécies, de forma a uniformizar a nomenclatura.

### 3.3 Análise dos dados

As amostras de solo foram analisadas pelo Laboratório de Análises de Solos, da Universidade Federal de Lavras, de acordo com o protocolo da EMBRAPA (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 1997). Essas análises apresentam parâmetros químicos, que proporcionam inferências sobre a fertilidade do solo e parâmetros granulométricos, que condicionam sua textura. Os parâmetros químicos analisados foram: pH em água; teores de fósforo (P) e potássio (K), em mg/dm<sup>3</sup>; teores de cálcio (Ca), magnésio (Mg) e alumínio (Al), em cmol/dm<sup>3</sup>; acidez potencial (H+Al), soma de bases (SB), CTC efetiva (t) e CTC a pH 7,0 (T), em cmol/dm<sup>3</sup>; saturação por bases (V) e saturação por alumínio (m), em percentagem; e teores de matéria orgânica (MO) e de fósforo remanescente (Prem), em mg/dm<sup>3</sup>. Os parâmetros granulométricos consistiram nas proporções de areia, silte e argila, em dag/kg e foram obtidos pelo método de Bouyoucos modificado (CARVALHO, 1985), calibrado pelo método da pipeta (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 1997).

A normalidade dos dados foi verificada pelo teste de Shapiro-Wilk utilizando o programa Past versão 3.0 (HAMMER, 2013). Os dados que não apresentaram normalidade foram transformados pela função  $\log(x+1)$ . Já para as variáveis que expressam proporções foi utilizada a função arco-seno ( $\sqrt{x/100}$ ). Após a verificação da normalidade, foram realizadas análises de variância (ANOVA), seguidas de testes Tukey (ZAR, 1999) para comparar as variações entre as cotas altitudinais. Estas análises foram feitas empregando o programa BioEstat 5.0 (AYRES et al., 2007).

De posse dos dados das espécies foram calculadas, para cada cota altitudinal, a riqueza, que consiste no número de espécies amostradas, e a abundância, que corresponde ao número de indivíduos em cada espécie. Pelo programa BioEstat 5.0 (AYRES et al., 2007), esses dados tiveram sua normalidade verificada e foram submetidos à análise de variância. Foram traçados gráficos com as riquezas e abundâncias, considerando as famílias com maior importância relativa, que são aquelas com maior riqueza ou abundância percentual na área amostral. Esses valores foram plotados por cota altimétrica, visando comparar a variação das importâncias relativas entre elas. Foram, também, traçadas curvas de rarefação, considerando a variação no número de espécies por cota quando do aumento do número de indivíduos amostrados. Essa análise foi feita utilizando o programa Estimate S 9.1 (COLWELL, 2013).

A diversidade, que pondera a distribuição dos indivíduos nas espécies, foi calculada pelo índice de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) (DURIGAN, 2004; MAGURRAN, 1988). Também foi calculada a equabilidade de Pielou ( $J'$ ), que consiste na proporção entre a diversidade obtida e a diversidade máxima possível, considerando a riqueza existente (DURIGAN, 2004; MAGURRAN, 1988). A comparação dos índices de diversidade entre as cotas foi feita com base em curvas de rarefação, também, utilizando o programa Estimate S 9.1 (COLWELL, 2013).

Para o estudo da distribuição diamétrica, os indivíduos amostrados foram distribuídos em classes de diâmetro, empregando intervalos com amplitudes crescentes para compensar o decréscimo da densidade nas maiores classes (BOTREL et al., 2002). As classes foram estabelecidas, com base no critério de inclusão (5 cm), visto que a primeira foi delimitada entre este e o dobro do seu valor, com as subsequentes, observando o mesmo critério, até a classe que incluísse o indivíduo de maior diâmetro.

Para avaliar a estrutura vertical, os indivíduos amostrados foram distribuídos em classes de altura. As classes foram subdivididas baseadas na menor altura, sendo a primeira constituída por plantas com até 5m. As demais classes obedeceram à sequência e tiveram amplitude fixa de 5m, com o limite superior definido pela classe que compreendeu a maior altura. Tanto para as classes de altura quanto para as classes diamétricas foram utilizados os mesmos testes de comparação. Para comparar os valores entre as cotas, foi utilizado o teste *G* de aderência (SOKAL; ROHLF, 1995) e para a comparação dos valores entre as classes o teste utilizado foi o Qui-Quadrado, com proporções esperadas iguais. Ambos os teste foram feitos pelo programa BioEstat 5.0 (AYRES et al., 2007).

Para caracterizar a estrutura horizontal da vegetação, foram calculados os parâmetros ecológicos de densidade e dominância das espécies. A densidade expressa o número de indivíduos por unidade de área, enquanto a dominância representa o espaço ocupado pela espécie com base na área basal (BROWER; ZAR, 1984; DURIGAN, 2004; MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974). Ambos os parâmetros foram calculados para a área amostral e por cotas, em termos absolutos e relativos. Tomando por base a soma dos valores de densidade e dominância, em termos relativos, foi obtido o valor de cobertura (VC) (DURIGAN, 2004). O VC foi utilizado para a comparação da ocupação pelas espécies entre as cotas. Para toda a área amostral e para cada cota, foram consideradas as espécies que corresponderam à maior parte do VC, ou seja, aquelas detentoras dos maiores valores e que, juntas, totalizaram mais de 50% do valor do parâmetro.

Para verificar as similaridades florísticas entre as cotas altitudinais, foram utilizadas análises multivariadas, visando analisar a existência ou não de gradientes florísticos e ambientais. As relações de similaridade entre as cotas foram calculadas pelo coeficiente de Sorensen (KREBS, 1999). Por meio do

programa PC-ORD 5.1 (MCCUNE; MEFFORD, 2006), foi utilizada a análise de agrupamento com algoritmos de médias não-ponderadas (UPGMA), expressando, graficamente, as relações entre as composições florísticas por um dendrograma (*Cluster analysis*). O mesmo programa foi utilizado para analisar as correlações entre os dados florísticos e as variáveis de solo. Para isso foram realizadas duas análises de correspondência canônica (CCA), associadas ao teste de permutação de Monte Carlo (HOPE, 1968). Foram utilizadas duas matrizes, uma composta pelos dados de abundância das espécies e outra composta pelos dados referentes às características químicas e granulométricas dos solos. Para melhor visualizar os resultados, no gráfico gerado pela segunda CCA foram utilizadas apenas as variáveis que apresentaram correlação igual ou superior a 0,5 com o primeiro eixo, tendo sido suprimidas, também, variáveis relacionadas a outras que apresentaram maior correlação (OLIVEIRA FILHO et al., 1994a).

## **4 RESULTADOS**

Após processadas as análises, os dados foram condensados e agrupados em categorias. Visando à melhor elucidação, sua apresentação e discussão foram feitas, abordando as variáveis ambientais, a composição e a estrutura da vegetação e as similaridades e correlações espécie-ambiente.

### **4.1 Variáveis ambientais**

As análises dos parâmetros químicos e granulométricos dos solos da floresta mostraram diferenças entre as cotas altitudinais (Tabela 1). Os valores de pH indicaram a ocorrência de solos ácidos. Os solos mais ácidos são os das cotas 1500 m e 1400 m, que não apresentaram diferenças significativas entre si. Esta última, por sua vez, não se diferenciou da cota 1300 m. Também não foram constatadas diferenças significativas entre as cotas 1000 m e 1100 m; e entre a localizada a 1200 m com 1300 m e 1400 m. O teor de P foi pouco variável, significativamente, apenas entre a cota 1000 m e as localizadas a 1200 m, 1300 m e 1500 m. Já para o teor de K não foram observadas diferenças significativas entre as cotas, assim como para o teor de Matéria orgânica, apesar das cotas 1300 m, 1400 m e 1500 m terem apresentado valores considerados altos para este último parâmetro.

Tabela 1 Parâmetros químicos e granulométricos dos solos nas cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais

Variáveis	Cotas altimétricas						ANOVA	
	1000 m	1100 m	1200 m	1300 m	1400 m	1500 m	F	p
<b>Químicas</b>								
pH em (H <sub>2</sub> O)	5,1 ± 0,2	4,7 ± 0,2	4,3 ± 0,2	4,1 ± 0,1	4,0 ± 0,1	3,7 ± 0,2	35,6	<0,0001
P (mg/dm <sup>3</sup> )	1,6 ± 0,3	2,1 ± 0,2	2,9 ± 0,3	2,9 ± 0,6	2,1 ± 0,9	3,3 ± 0,9	5,4	0,0022
K (mg/dm <sup>3</sup> )	84,4 ± 36,7	60,6 ± 8,4	53,0 ± 9,9	63,0 ± 12,0	62,6 ± 13,4	53,6 ± 10,9	2,2	0,0895
Ca (cmol/dm <sup>3</sup> )	2,1 ± 0,7	1,6 ± 0,7	0,1 ± 0,0	0,1 ± 0,0	0,1 ± 0,0	0,1 ± 0,0	38,7	<0,0001
Mg (cmol/dm <sup>3</sup> )	0,7 ± 0,2	0,6 ± 0,2	0,1 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,1	0,0 ± 0,0	37,6	<0,0001
Al (cmol/dm <sup>3</sup> )	0,4 ± 0,3	1,2 ± 0,4	2,1 ± 0,2	3,1 ± 1,0	3,3 ± 0,4	4,7 ± 0,5	49,9	<0,0001
H + Al (cmol/dm <sup>3</sup> )	5,7 ± 1,3	9,6 ± 0,9	11,0 ± 0,9	16,2 ± 6,0	20,7 ± 3,7	33,4 ± 8,1	34,5	<0,0001
SB (cmolc/dm <sup>3</sup> )	3,1 ± 1,0	2,4 ± 0,9	0,3 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,2 ± 0,1	49,6	<0,0001
(t) (cmolc/dm <sup>3</sup> )	3,5 ± 0,7	3,6 ± 0,5	2,5 ± 0,2	3,4 ± 1,1	3,5 ± 0,4	4,9 ± 0,5	6,2	0,0011
(T) (cmolc/dm <sup>3</sup> )	8,8 ± 0,7	12,0 ± 0,6	11,3 ± 0,9	16,5 ± 6,1	21,0 ± 3,7	33,6 ± 8,1	21,1	<0,0001
V (%)	35,3 ± 10,7	19,6 ± 7,1	3,0 ± 0,4	2,1 ± 0,6	1,3 ± 0,2	0,8 ± 0,3	58,7	<0,0001
m (%)	14,1 ± 13,3	36,1 ± 18,3	86,2 ± 2,4	89,8 ± 2,5	92,1 ± 1,4	95,2 ± 1,8	53,6	<0,0001
Matéria Orgânica (dag/kg)	2,8 ± 0,4	3,8 ± 1,0	3,0 ± 0,5	5,0 ± 2,0	6,2 ± 2,1	5,7 ± 1,1	1,5	0,2423
P-rem (mg/L)	41,8 ± 3,8	29,2 ± 2,6	10,9 ± 4,7	10,9 ± 6,4	7,7 ± 5,8	19,2 ± 2,2	42,9	<0,0001

“Tabela 1, conclusão”

Variáveis	Cotas altimétricas						ANOVA	
	1000 m	1100 m	1200 m	1300 m	1400 m	1500 m	<i>F</i>	<i>p</i>
<b>Granulométricas</b>								
Areia (dag/Kg)	65,2 ± 4,4	56,4 ± 12,6	69,6 ± 7,5	69,0 ± 3,8	72,4 ± 3,5	70,8 ± 3,5	2,8	0,0386
Silte (dag/Kg)	14,0 ± 2,0	18,2 ± 12,1	7,4 ± 3,8	9,4 ± 2,3	9,0 ± 0,7	12,6 ± 2,6	3,2	0,0222
Argila (dag/Kg)	20,8 ± 2,5	25,4 ± 4,7	23,0 ± 3,7	21,6 ± 2,9	18,6 ± 4,2	16,6 ± 1,9	5,0	0,003

Para Ca, Mg e SB, indicadores de fertilidade, não foram observadas diferenças significativas entre as cotas 1000 m e 1100 m e entre as cotas situadas de 1200 m a 1500 m, sendo estas com menores valores nesses parâmetros em relação às duas primeiras. O teor de alumínio não foi, significativamente, diferente entre 1200 m e 1300 m, entre 1300 m e 1400 m, e entre 1400 m e 1500 m. A mesma sequência foi observada para H+Al, além de diferenças não significativas, também, entre as cotas 1100 m e 1200 m.

Em relação à capacidade de troca de cátions, os solos apresentaram teores de (t) com diferenças significativas entre a cota 1100 m e 1200 m; e para a comparação da cota 1500 m com as localizadas a 1200 m, 1300 m e 1400 m. Já para (T) as diferenças significativas foram observadas para as comparações da cota 1000 m com 1400 m e com 1500 m; para a cota 1100 m comparada com a 1400 m e com a 1500 m; para a cota 1200 m comparada com a 1400 m; e para as comparações da cota 1500 m com a 1200 m, com a 1300 m e com a 1400 m. Já para V e m não foram constatados teores, significativamente, diferentes com base na cota 1200 m; enquanto para P-rem as diferenças não significativas foram observadas na comparação da cota 1200 m com as superiores em altitude e para a cota 1300 m em comparação a 1400 m e 1500 m.

Em relação às variáveis granulométricas, levando em conta as proporções de areia, silte e argila, apenas uma parcela da cota 1400 m e uma da cota 1500 m foram classificadas como de textura arenosa. Todas as outras parcelas foram consideradas como de textura média. As proporções de areia foram, significativamente, diferentes apenas na comparação da cota 1100 m com a 1400 m. As proporções de silte apresentaram diferenças significativas entre a cota 1100 m e 1200 m. Para argila valores, significativamente, diferentes foram observados na comparação entre a cota 1000 m e a 1500 m; entre a cota 1100 m e as localizadas a 1400 m e 1500 m e para a cota 1200 m comparada à cota 1500 m.

Sobre as demais variáveis ambientais, avaliando os dados do levantamento de campo (APÊNDICE A), é possível reconhecer atributos que caracterizam os ambientes de cada cota. Esses atributos podem ser melhor visualizados pelas Figuras 3 a 5, que expressam a pontuação total das variáveis em cada cota altitudinal.

De acordo com a avaliação das variáveis do meio físico, é possível perceber que as cotas 1400 m e 1300 m estão situadas em locais mais planos que as demais, em razão da maior quantidade de parcelas enquadradas na menor categoria da variável A1 (Declividade) (Figura 3). Nesta mesma avaliação, é possível observar que apenas duas parcelas da cota 1100 m e uma da cota 1000 m estão localizadas em situação de maior declividade. Também, verifica-se que a cota 1200 m é a menos influenciada por afloramentos de rocha. Esta cota, também, é a que possui parcelas mais próximas de cursos de água, em oposição às cotas 1100 m e 1300 m, que não possuem nenhuma de suas parcelas nesta condição. Em decorrência disto, quando avaliada a variável A5 (Sujeição a alagamentos), estas duas cotas se apresentam como não sujeitas, o que, também, foi verificado para as cotas 1200 m, 1400 m e 1500 m. Apenas a cota 1000 m possui parcelas onde é possível ocorrer alagamentos periódicos em decorrência das cheias do curso de água lá existente. Quanto à umidade, a maior pontuação foi verificada para a cota localizada na maior altitude, 1500 m, seguida pelas cotas 1200 m e 1000 m, as duas mais próximas a cursos de água. A cota onde se verificou menor umidade foi a localizada a 1300 m, que, também, foi avaliada como a mais exposta a ventos, enquanto a menos exposta foi a cota 1200 m.

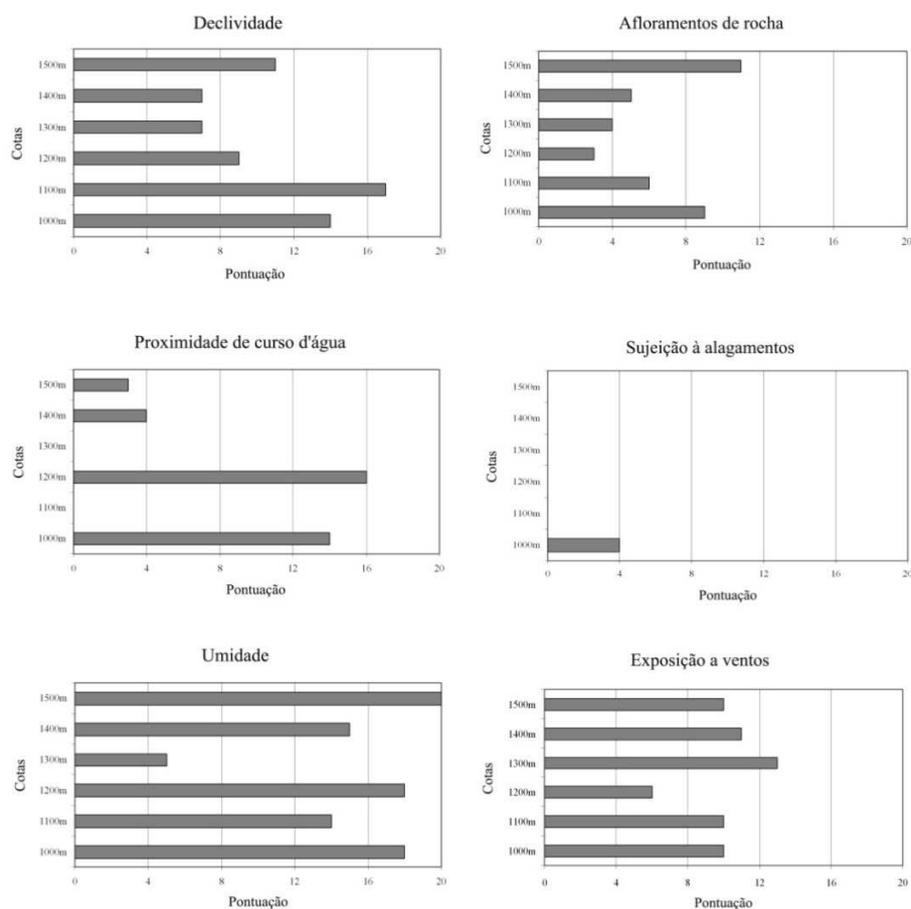


Figura 3 Pontuação das variáveis do meio físico nas cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais

Quanto às variáveis do meio biótico (Figura 4), a maior ocupação por bambus foi avaliada na cota 1200 m e menor na cota 1100 m. Já em relação à ocupação por bromélias, a cota com maior pontuação foi a localizada a 1400 m, seguida pela localizada a 1500 m. Em oposição a essas cotas, as localizadas a 1100 m e a 1300 m apresentaram as mais baixas ocupações. Resultados semelhantes foram obtidos para a ocupação por orquídeas, com a cota 1500 m

apresentando maior pontuação, seguida pela cota 1400 m. As menores notas para essa variável, também, foram verificadas para as mesmas cotas com menor ocupação por bromélias, neste caso com a cota 1300 m seguida pela cota 1100 m, onde não foram constatadas orquídeas. Para a variável B4 (Ocupação por briófitas), a cota 1500 m, também, apresentou maior pontuação, juntamente com a cota 1200 m, seguidas pela cota 1400 m. Também, neste caso, as cotas 1300 m e 1100 m apresentaram menores ocupações. A maior ocupação por líquens, também, foi verificada na cota situada na maior altitude, seguida pela cota 1200 m, enquanto a menor densidade foi verificada na cota 1300 m. Em relação à ocupação por cipós, a cota com maior pontuação foi a localizada a 1100 m. Já a cota com as menores pontuações para essa variável foi a localizada a 1300 m, seguida pelas localizadas a 1500 m e 1400 m.

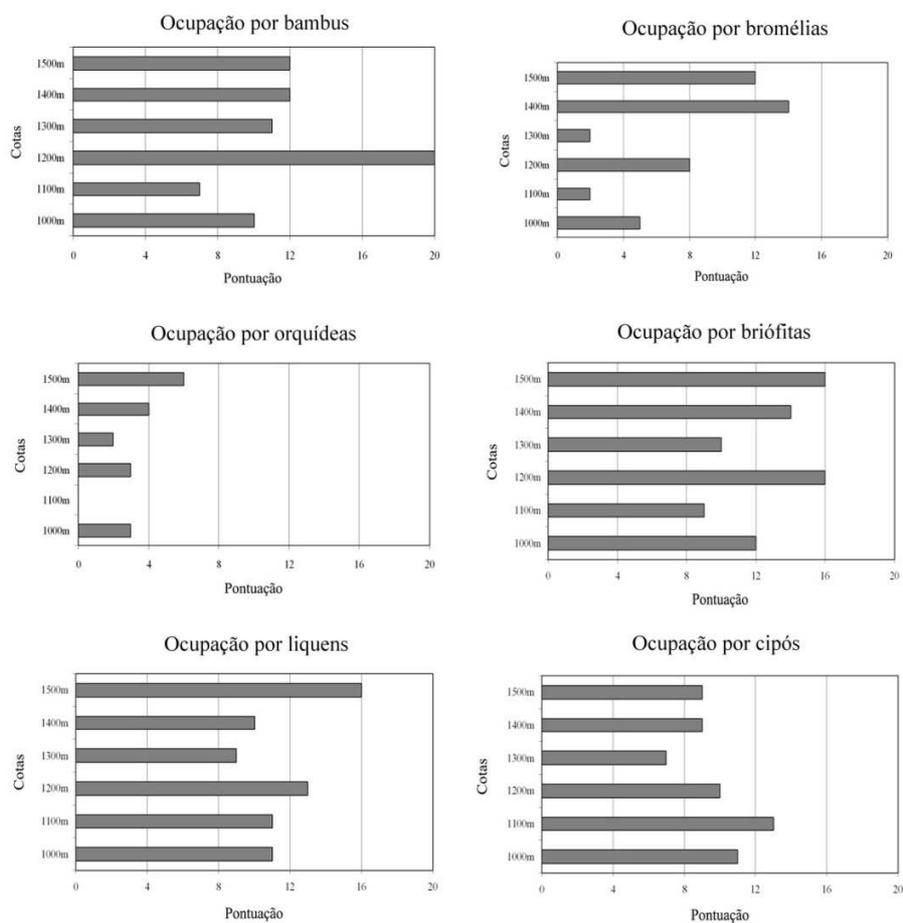


Figura 4 Pontuação das variáveis do meio biótico nas cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais

Avaliando o conjunto de variáveis que expressam a influência de antropização, a cota 1100 m foi a que apresentou a maior pontuação para a abundância de tocos cortados, seguida pela cota 1000 m (Figura 5). Ressalta-se que uma das parcelas da cota 1100 m foi pontuada na maior categoria (nota 4), indicando elevada intensidade desse tipo de perturbação. Já as cotas 1200m, 1300m e 1400m não pontuaram. O mesmo padrão foi avaliado, para a

abundância de trilhas, com as maiores pontuações verificadas nas cotas 1100 m e 1000 m, respectivamente, e com as menores verificadas nas cotas 1200 m, 1300 m e 1400 m. Já, quando avaliada a variável C3 (Abundância de fezes de gado), somente as duas cotas localizadas nas menores altitudes pontuaram, com maior pontuação para a cota 1100 m. Quanto à variável que expressa influência de fogo, em nenhuma parcela foram encontrados indícios recentes deste tipo de perturbação.

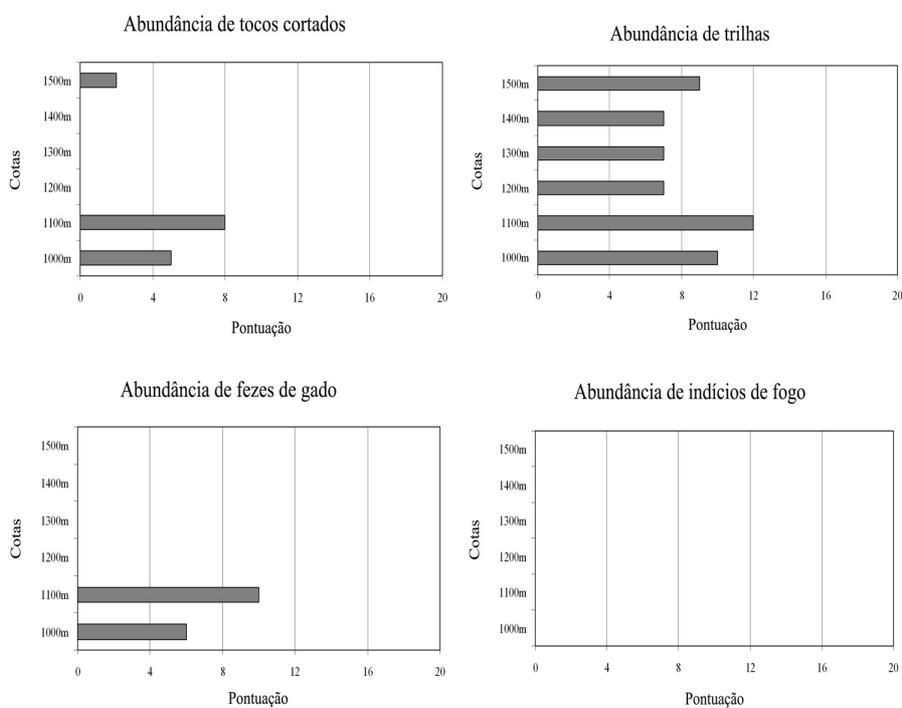


Figura 5 Pontuação das variáveis de antropização nas cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais

## 4.2 Composição e estrutura da vegetação

Na área amostral foram inventariados 2178 indivíduos, o que corresponde a uma densidade de 1815 indivíduos/ha. O conjunto dos indivíduos apresentou uma área basal de 37,92 m<sup>2</sup>/ha. A planilha com os dados do levantamento estrutural, informando as densidades e as dominâncias relativas em cada cota, consta no APÊNDICE B.

Avaliando a abundância por cotas altimétricas, a maior média foi observada na cota 1300 m, seguida pela 1400 m; enquanto a menor média foi verificada na cota 1200 m (Tabela 2). Entretanto, a análise de variância mostrou diferenças significativas apenas entre a comparação das médias da cota 1000 m com as médias de 1300 m ( $F = 20,166$ ;  $p < 0,01$ ) e 1500 m ( $F = 10,8$ ;  $p < 0,05$ ). Também foram significativas as comparações das médias dessas duas últimas com a média da cota 1200 m ( $F = 14,235$ ;  $p < 0,01$ ; e  $F = 8,1$ ;  $p < 0,05$ ). Em relação à área basal, não foram encontradas diferenças significativas entre os valores apresentados pelas cotas altimétricas ( $F = 1,733$ ;  $p = 0,1648$ ).

Tabela 2 Médias e desvios padrão para abundância e área basal das espécies amostradas cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais, Brasil

<b>Cotas altimétricas</b>	<b>Abundância</b>	<b>Área basal (m<sup>2</sup>/ha)</b>
1000 m	55,6 ± 6,23	1,22 ± 0,31
1100 m	71,2 ± 12,19	1,21 ± 0,20
1200 m	51,8 ± 10,38	1,70 ± 0,51
1300 m	96,0 ± 16,79	1,09 ± 0,30
1400 m	82,0 ± 21,26	1,16 ± 0,30
1500 m	79,0 ± 16,46	1,21 ± 0,20

Quanto à composição, os indivíduos amostrados pertencem a 52 famílias e 194 espécies botânicas. As famílias com maior riqueza foram Myrtaceae (29 espécies), Fabaceae (25 espécies), Lauraceae (12 espécies), Rubiaceae (8 espécies), Annonaceae (7 espécies) e Melastomataceae (7 espécies). Já as famílias com o maior número de indivíduos foram Myrtaceae (316 indivíduos), Fabaceae (192 indivíduos), Rubiaceae (188 indivíduos), Lauraceae (148 indivíduos) e Apocynaceae (129 indivíduos). No entanto, quando comparadas às cotas, separadamente, a importância dessas famílias foi variável. Nas Figuras 6 e 7 se expressa a importância relativa entre as cotas, em termos percentuais, de quatro dessas famílias, considerando os maiores valores de riqueza e abundância, respectivamente.

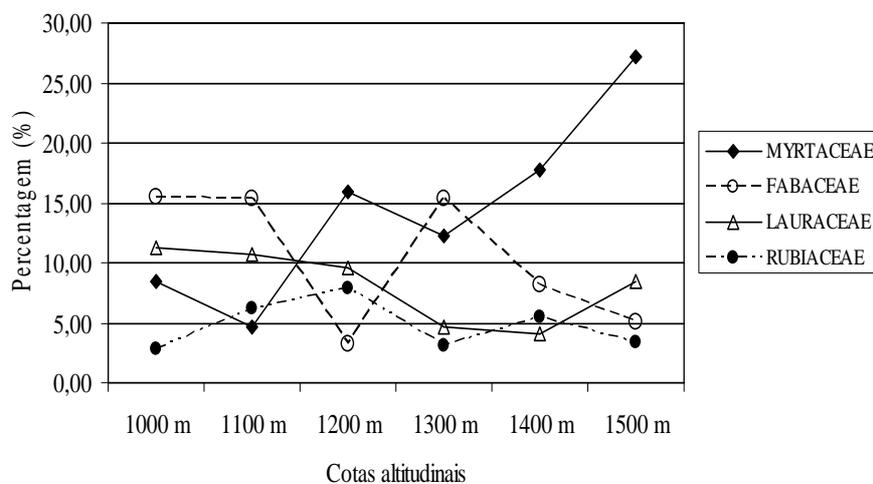


Figura 6 Variação na riqueza percentual de Myrtaceae, Fabaceae, Lauraceae e Rubiaceae entre as espécies amostradas ao longo das cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais

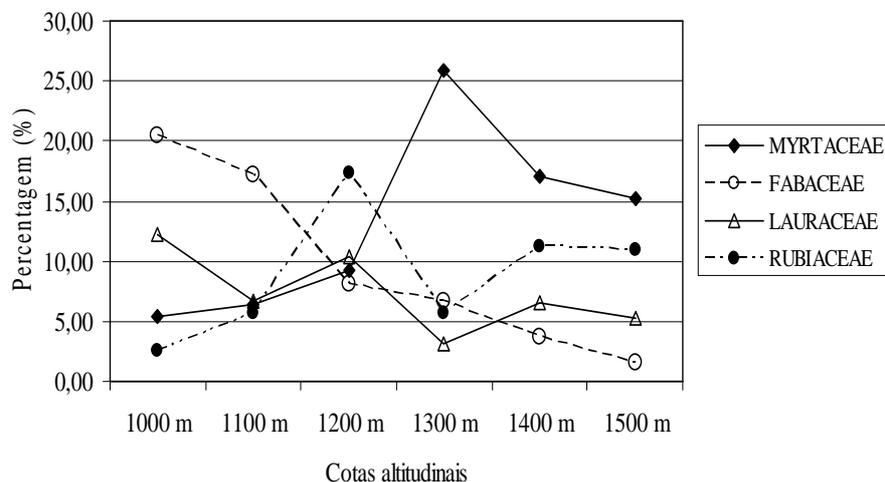


Figura 7 Variação na abundância percentual de Myrtaceae, Fabaceae, Lauraceae e Rubiaceae entre os indivíduos amostrados ao longo das cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais

A maior riqueza de espécies foi observada na cota 1400 m (73 espécies) e a menor na cota 1500m (59 espécies). Entretanto, comparando a riqueza por meio de curvas de rarefação (Figura 8), que mostram o acréscimo no número de espécies, na medida em que mais indivíduos são amostrados, os erros padrões da média, representados pelas barras verticais, indicam diferenças não significativas entre as cotas. De acordo com essa interpretação, que considera como base para a comparação a curva com o menor número de indivíduos (MAGURRAN, 1988), não há diferenças significativas entre as cotas 1000 m, 1100 m, 1200 m e 1400 m, sendo essas as cotas de maior riqueza. Também, não há diferenças significativas entre as riquezas das cotas 1300 m e 1500 m, sendo essas menos ricas em relação às outras.

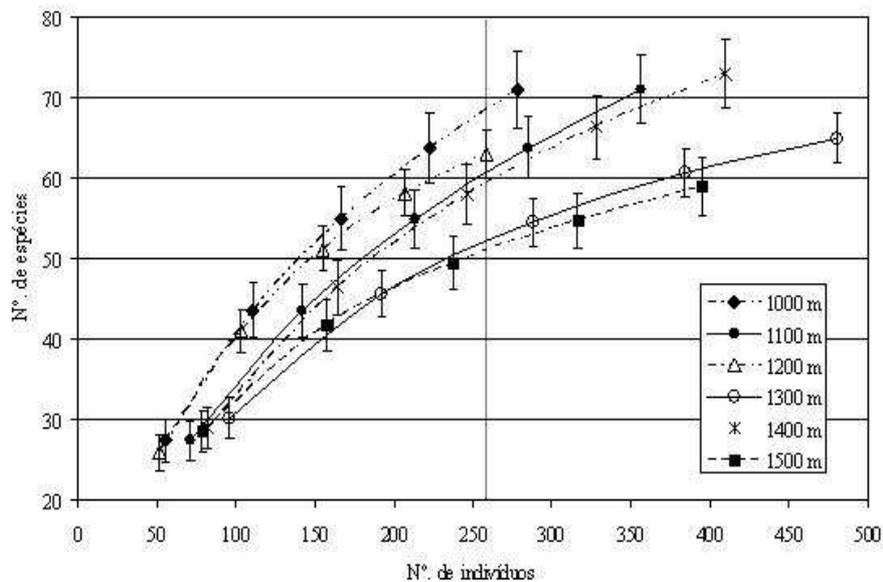


Figura 8 Curva de rarefação para o número de espécies arbóreas por número de indivíduos amostrados nas cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais

O índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ), que pondera a quantidade de indivíduos nas diferentes espécies, foi de 4,541 nats/indivíduo para a área amostral total. Quanto à equabilidade de Pielou ( $J'$ ), que reflete a forma como os indivíduos estão distribuídos na amostra, a área apresentou um valor de 0,862. Avaliando os índices por cota, a maior diversidade foi verificada na cota 1000 m (3,811 nats/indivíduo), seguida pela cota 1200 m (3,701 nats/indivíduo). A cota altimétrica com menor diversidade foi a localizada a 1100 m a.n.m. (3,411 nats/indivíduo). Padrão semelhante foi verificado para a equabilidade (Tabela 3).

Tabela 3 Índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) e equabilidade de Pielou ( $J'$ ) para as cotas altimétricas de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais

Cotas altimétricas	$H'$	$J'$
1000 m	3,811	0,894
1100 m	3,411	0,817
1200 m	3,701	0,893
1300 m	3,658	0,876
1400 m	3,539	0,868
1500 m	3,526	0,827

Ao comparar os índices de diversidade pelas curvas de rarefação, é possível perceber que a cota 1000 m, também, apresentou-se como a de maior diversidade, seguida pela cota 1200 m (Figura 9). Entretanto, não há diferenças significativas entre os valores apresentados pelas demais cotas, sendo elas (1100 m, 1300 m, 1400 m e 1500 m) de menor diversidade em relação às outras duas.

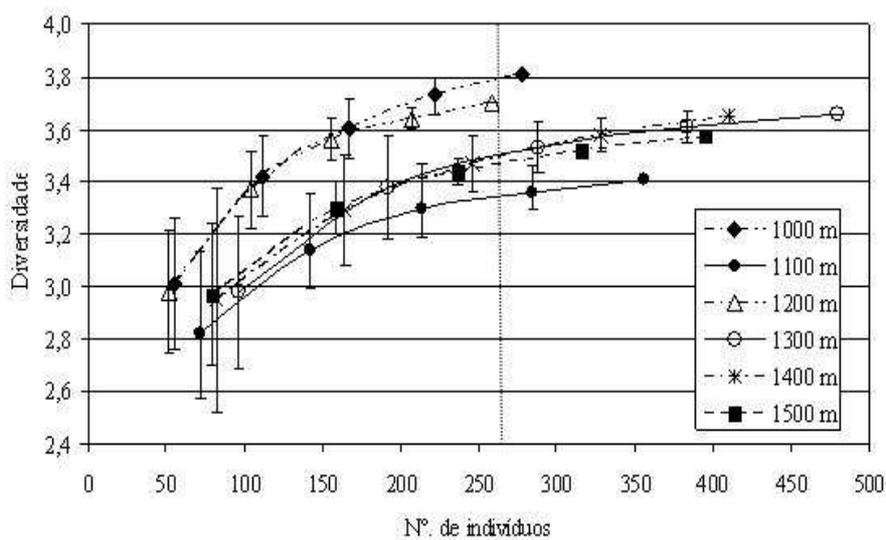


Figura 9 Curva de rarefação para o índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) por número de indivíduos amostrados nas cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais

Avaliando a distribuição diamétrica dos indivíduos, de acordo com a amplitude dos valores (5 cm a 70,5 cm) foram obtidas quatro classes: 5 cm a < 10 cm;  $\geq 10$  cm a < 20 cm;  $\geq 20$  cm a < 40 cm; e  $\geq 40$  cm. De acordo com o teste  $G$ , comparando a distribuição entre as cotas, somente na classe  $\geq 20$  cm a < 40 cm as proporções observadas estavam de acordo com as teoricamente esperadas ( $G = 8,192$ ;  $p = 0,146$ ). Em todas as outras classes as proporções observadas não se ajustaram às proporções esperadas. Já na comparação entre as classes, utilizando o teste do Qui-Quadrado, houve discordância entre as proporções observadas e esperadas para todas as comparações ( $p < 0,0001$ ).

De acordo com o gráfico gerado, com base na distribuição diamétrica nas cotas e em cada classe (Figura 10), é possível perceber uma maior concentração dos indivíduos da cota 1300 m na primeira classe de diâmetro (5 cm a < 10 cm), que é seguida pelas cotas 1400 m e 1500 m. Essas mesmas três cotas possuem maior número de indivíduos na classe seguinte ( $\geq 10$  cm a < 20 cm), porém sem muita discrepância. Nessas primeiras duas classes, a cota 1200 m apresenta o menor número de indivíduos. No entanto, considerando todas as classes, essa cota é a que possui distribuição mais regular, com decréscimo gradativo no número de indivíduos em relação ao aumento das classes. Na cota 1000 m parece ocorrer situação semelhante. Também, pode-se observar que somente essas duas cotas, 1000 m e 1200 m, possuem maior número de indivíduos na maior classe diamétrica, constituída por indivíduos com 40 cm ou mais de DAP.

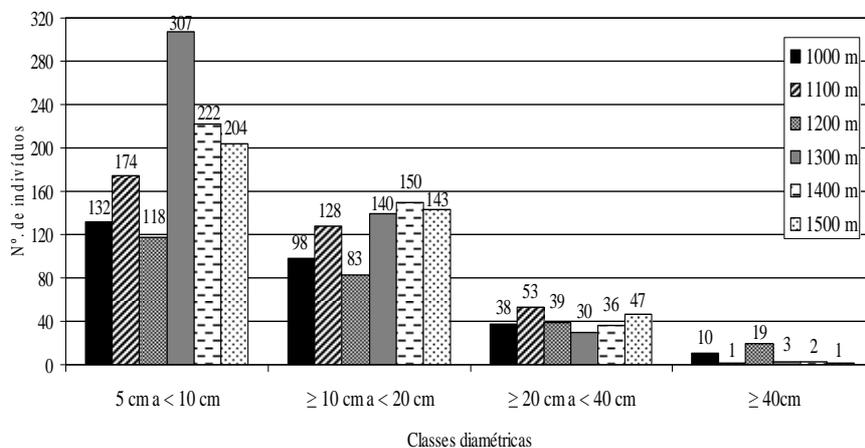


Figura 10 Distribuição dos indivíduos arbóreos em classes diamétricas ao longo das cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais

Em relação à estrutura vertical, agrupando os valores de altura dos indivíduos entre o mais baixo e o mais alto (1,5 m e 31 m), foram obtidas cinco classes: 1,5 m a < 6,5 m;  $\geq 6,5$  m a < 11,5 m;  $\geq 11,5$  m a < 16,5 m;  $\geq 16,5$  m a < 21,5 m; e  $\geq 21,5$  m. Comparando a distribuição dos indivíduos nessas classes, o teste  $G$  indicou que a proporção de indivíduos observada entre as cotas está de acordo com a teoricamente esperada somente na classe  $\geq 16,5$  m a < 21,5 m ( $G = 14,370$ ;  $p = 0,013$ ). Já na comparação da distribuição de indivíduos entre as diferentes classes de altura, para todas as cotas há discordância entre o número de indivíduos observados e o número teoricamente esperado, de acordo com o teste do Qui-Quadrado ( $p < 0,0001$ ).

No gráfico da distribuição em classes de altura (Figura 11) mostra-se a cota 1300 m com o maior número de indivíduos na classe  $\geq 6,5$  m a < 11,5 m, seguida pela cota 1400 m e 1500 m, mesmo padrão observado para a classe seguinte ( $\geq 11,5$  m a < 16,5 m). Na classe 1,5 m a < 6,5 m, a cota 1300 m tem a

segunda menor densidade. A cota 1400 m não tem grande destaque, porém apresenta indivíduos em todas as classes. Já a cota 1500 m não possui indivíduos na maior classe de altura, mas, em contrapartida, possui o maior número deles na classe 1,5 m a < 6,5 m, que concentra os indivíduos mais baixos. As cotas 1000 m e 1100 m possuem distribuição semelhante, com a segunda possuindo maior número de indivíduos que a primeira em todas as classes, exceto na que contempla indivíduos com mais de 21,5 m. Assim, como verificado para as classes diamétricas, a cota 1200 m, também, apresentou distribuição mais regular entre as classes de altura, ressaltando que o maior número de indivíduos na classe de maior altura foi verificado nesta cota.

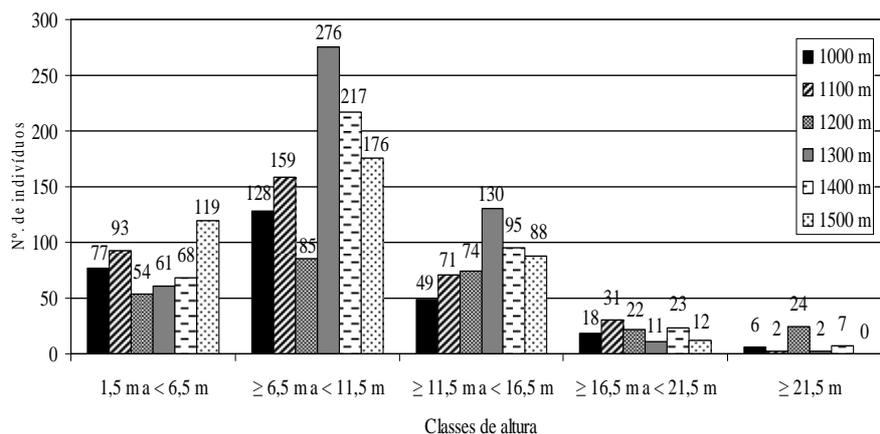


Figura 11 Distribuição dos indivíduos arbóreos em classes de altura ao longo das cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais

Em relação ao valor de cobertura, tem-se que 22 espécies (11,34% do total) compõem 50,41% do valor total desse parâmetro (APÊNDICE C). As cinco espécies com os maiores VC foram *Aspidosperma olivaceum* (6,61%), *Guapira opposita* (4,61%), *Cupania zanthoxyloides* (3,90%), *Ocotea odorifera*

(3,55%) e *Prunus myrtifolia* (2,75%), somando juntas 21,41% do VC para toda a área de amostragem. Quando distribuídos os VC por cota foram verificadas variações tanto nas espécies quanto nas percentagens de cobertura, implicando em diferentes ocupações (Figura 12).

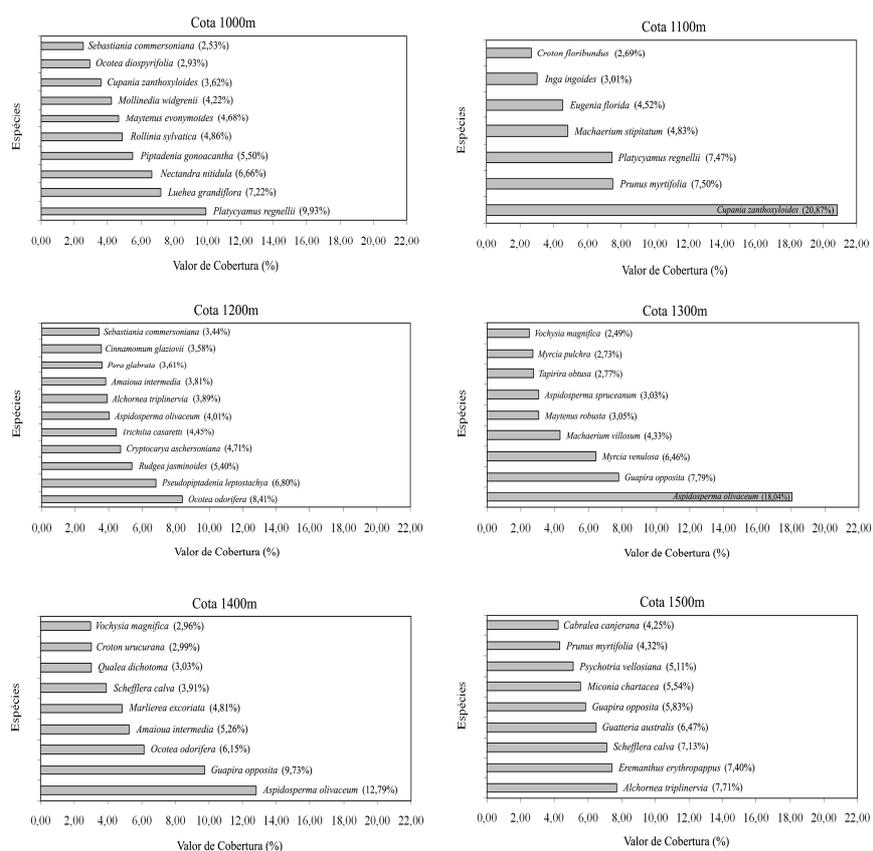


Figura 12 Valores de Cobertura (VC) para as cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais, considerando as espécies arbóreas responsáveis pelo maior percentual do parâmetro

A cota 1000 m apresentou distribuição, aproximadamente, regular entre os VC, com *Platycyamus regnellii* com maior percentual de cobertura (9,93%). Já na cota 1100 m *Cupania zanthoxyloides* apresentou grande percentual de cobertura (20,87%). Nessa cota, a espécie com a segunda maior cobertura é *Prunus myrtifolia* (7,50%), seguida por *Platycyamus regnellii* (7,47%), esta última com altos valores de dominância. Na cota 1200 m a distribuição percentual de VC, também, é regular, com os maiores valores para *Ocotea odorifera* (8,41%) e *Pseudopiptadenia leptostachya* (6,80%) e a primeira espécie apresentou elevada dominância. Diferentemente, na cota 1300 m, a espécie *Aspidosperma olivaceum* apresenta alto percentual em relação às demais (18,04%), neste caso resultante de altos valores de densidade e, conseqüentemente, de dominância. Essa mesma espécie apresenta o maior percentual de VC na cota 1400 m, porém com menor proporção (12,79%). Nesta cota o segundo maior valor é o de *Guapira opposita* (9,73%), que é seguida por *Ocotea odorifera* (6,15%). Já a cota 1500 m é a que possui os valores de cobertura mais equitativos. Nela, as espécies com maior cobertura são *Alchornea triplinervia* (7,71%), *Eremanthus erythropappus* (7,40%) e *Schefflera calva* (7,13%).

Ao todo, 42 espécies foram computadas dentre as detentoras da maior parte do VC nas cotas altitudinais amostradas. Entretanto, nenhuma delas contribuiu com essa percentagem nas seis cotas. As espécies que compuseram os maiores VC no maior número de cotas foram *Aspidosperma olivaceum* (1200 m, 1300 m e 1400 m) e *Guapira opposita* (1300 m, 1400 m e 1500 m). Outras nove espécies participaram da maior soma percentual de VC em duas das seis cotas,

sendo elas: *Alchornea triplinervia* (1200 m e 1500 m), *Amaioua intermedia* (1200 m e 1400 m), *Cupania zanthoxyloides* (1000 m e 1100 m), *Ocotea odorifera* (1200 m e 1400 m), *Platycyamus regnellii* (1000 m e 1100 m), *Prunus myrtifolia* (1100 m e 1500 m), *Schefflera calva* (1400 m e 1500 m), *Sebastiania commersoniana* (1000 m e 1200 m) e *Vochysia magnifica* (1300 m e 1400 m). As demais 31 espécies contribuíram com o maior percentual de VC apenas em uma das seis cotas. Faz-se a ressalva de que a maioria das espécies, que apresentou maior percentual de cobertura em mais de uma cota, apresentou-se assim em cotas consecutivas.

#### **4.3 Similaridade e correlações espécie-ambiente**

No dendrograma realizado, baseado na abundância das espécies amostradas, apresentou-se resultados que caracterizam a existência de grupos diferenciados ao longo da floresta, o que pode ser percebido pelas relações entre parcelas. Percebe-se que há a formação de dois grandes grupos (Figura 13). O primeiro deles é formado pelas parcelas da cota 1000 m e as da cota 1100 m, que se diferenciam das demais cotas altitudinais. Dentro deste grupo, também, podem ser observadas diferenças na similaridade entre as duas cotas, com as parcelas da cota 1000 m (grupo A) formando um subgrupo e as da cota 1100 m (grupo B) formando outro, nitidamente distinto.

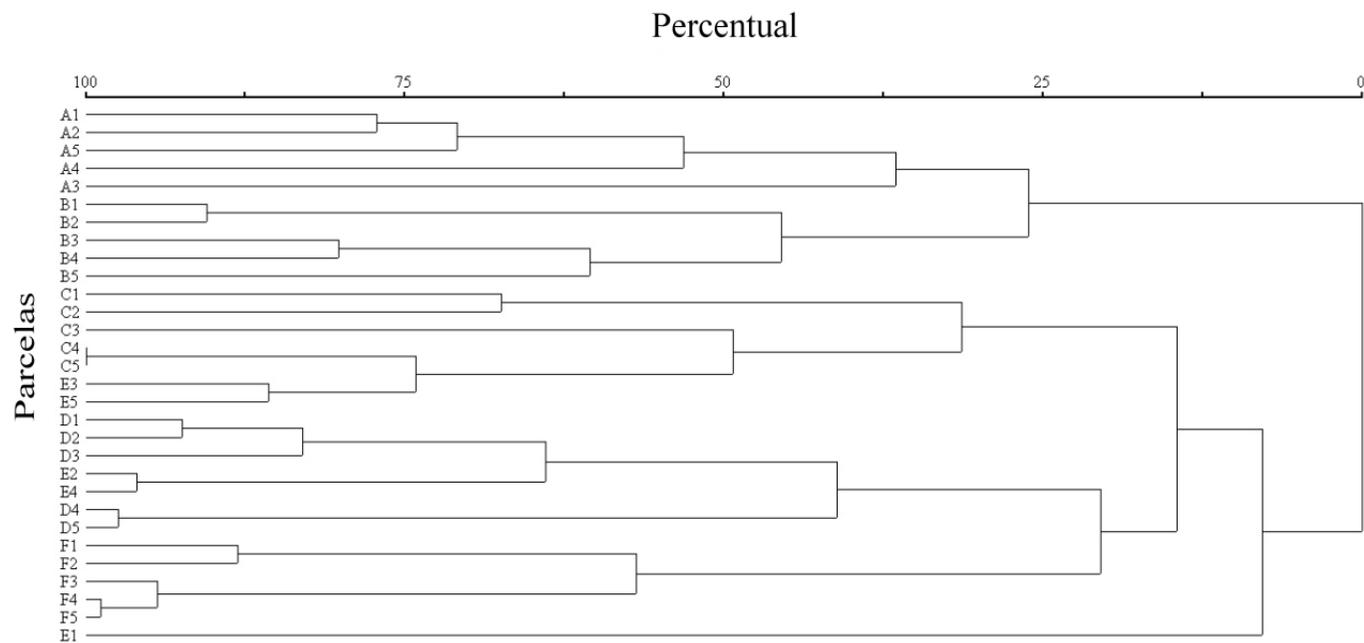


Figura 13 Dendrograma gerado pela análise de agrupamento com algoritmos de médias não-ponderadas (UPGMA) considerando a abundância das espécies amostradas nas parcelas das cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual, em Minduri, Minas Gerais, onde: A = parcelas da cota 1000 m; B = parcelas da cota 1100 m; C = parcelas da cota 1200 m; D = parcelas da cota 1300 m; E = parcelas da cota 1400 m; e F = parcelas da cota 1500 m

No outro grande grupo, as relações são mais complexas e há mescla de parcelas entre diferentes cotas. A maior similaridade é observada entre duas parcelas da cota 1200 m (C4 e C5). Estas, também, ajustam-se ao agrupamento formado por outras duas parcelas da cota 1400 m (E3 e E5), visto que o grupo formado por elas se ajusta à outra parcela da cota 1200 m (C3) e este a outras duas parcelas da mesma cota (C1 e C2), formando um primeiro subgrupo. Outras duas parcelas da cota 1400 m (E2 e E4), altamente similares, ajustam-se ao agrupamento formado por três parcelas da cota 1300 m (D1, D2 e D3). A elas, também, associam-se às demais parcelas dessa cota (D4 e D5), o que resulta na formação de um segundo subgrupo. Há, ainda, a formação de um terceiro subgrupo, composto pelas cinco parcelas da cota 1500 m (grupo F). Uma particularidade é a parcela E1 da cota 1400 m não constituir parte dos três subgrupos. Essa parcela possui baixa similaridade com todas as outras parcelas da amostragem, entretanto, relaciona-se ao segundo grande grupo formado por elas.

Relacionando os mesmos parâmetros de abundância às variáveis de solo, a CCA apresentou resultados semelhantes aos da primeira análise de agrupamento (Figura 14). De acordo com eles, também, é consistente a separação em dois grandes grupos: o primeiro formado pelas parcelas das cotas 1000 m e 1100 m; e o segundo formado pelas parcelas das demais cotas, 1200 m, 1300 m, 1400 m e 1500 m. Esta separação, mostrada pela CCA definitiva (CCA2), é consistente, sobretudo no eixo 1, responsável por 10,9% da explicação para a variância dos dados das espécies e com autovalor igual a 0,639 (Tabela 4). No eixo 2, com autovalor igual a 0,338, também, fica evidenciada a separação existente entre as parcelas do segundo grande grupo. Por ele é percebida a existência de um gradiente entre as parcelas da cota 1200 m, para as da cota 1500 m, entretanto com uma maior separação desta última em relação às outras. A parcela E1, pertencente à cota 1400 m, posicionou-se em local

intermediário entre o aglomerado formado pelas outras parcelas da cota com as da cota 1300 m e o grupo formado pelas parcelas da cota 1500m.

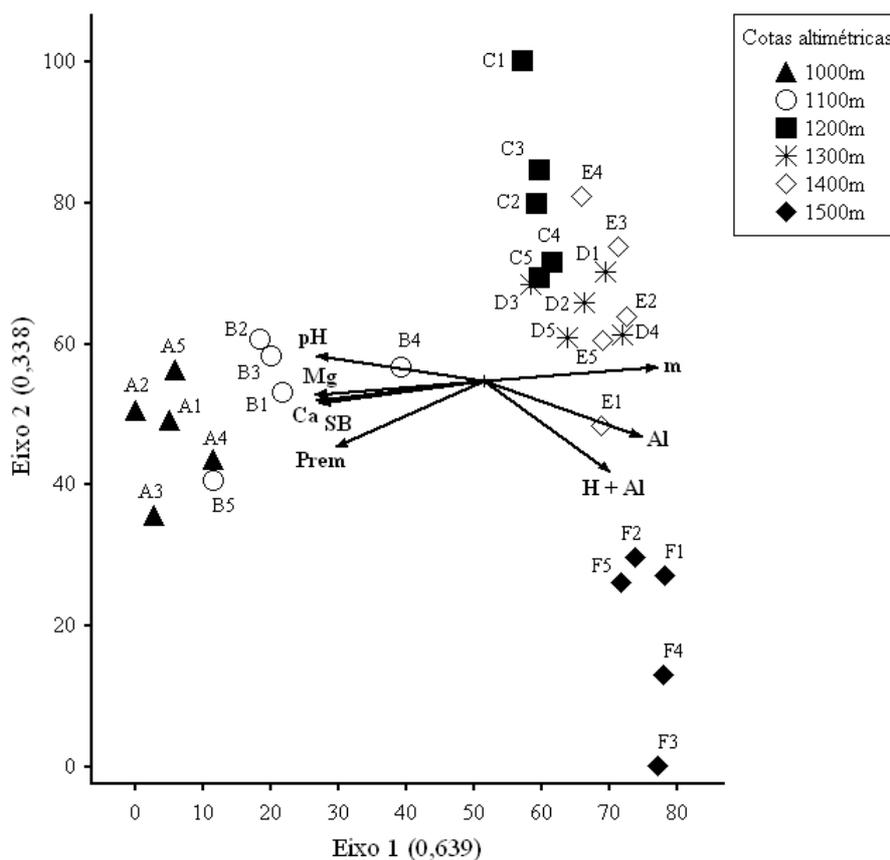


Figura 14 Diagrama de ordenação obtido por Análise de Correspondência Canônica (CCA) considerando variáveis de solo e a abundância das espécies amostradas nas parcelas ds cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual, em Minduri, Minas Gerais, onde: A = parcelas da cota 1000 m; B = parcelas da cota 1100 m; C = parcelas da cota 1200 m; D = parcelas da cota 1300 m; E = parcelas da cota 1400 m; e F = parcelas da cota 1500 m

Tabela 4 Resumo dos resultados da Análise de Correspondência Canônica (CCA) para as cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais

CCA	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Variância total (inércia)
Autovalores	0,639	0,338	0,227	
<i>p</i> (teste de Monte Carlo para autovalores)	0,01	0,01	0,01	
Variância cumulativa dos dados de espécies (%)	10,90	16,70	20,50	5,862
Correlações espécies-ambiente (Pearson)	0,983	0,941	0,964	
<i>p</i> (teste de Monte Carlo para correlações)	0,01	0,01	0,01	

Quanto às variáveis de solo, elas apontam para o mesmo sentido da separação dos dois grandes grupos. Ao primeiro deles estão relacionadas as variáveis que indicam maior fertilidade, como SB, Ca e Mg, além de P-rem e pH. Já ao outro grupo estão associadas às variáveis m, Al e H+Al, sendo todas elas vinculadas a solos álicos, com elevada acidez.

## 5 DISCUSSÃO

A floresta apresentou padrões ambientais, florísticos e estruturais por meio dos quais é possível perceber diferenças e similaridades na vegetação. De acordo com esses padrões, a vegetação pôde ser distinguida em cada cota altitudinal, ressaltando características de seus ambientes, de sua composição e de suas fisionomias, o que implica na diferenciação de habitats.

### 5.1 Variáveis ambientais

De acordo com a análise dos solos da floresta e considerando o gradiente que corresponde às suas variações altitudinais, há dois componentes responsáveis por sua distinção: a fertilidade e a acidez, relativas às variáveis químicas avaliadas. As variáveis granulométricas, por sua vez, apresentaram diferenças pontuais e não caracterizam a formação de grupos, visto que apenas duas das 30 parcelas não apresentaram solos com textura média.

Em menores escalas, além dos fatores hidrológicos, as características dos solos estão entre as mais importantes ao se fazer considerações sobre a vegetação (FERREIRA JÚNIOR; SCHAEFER; SILVA, 2009; ZONTA et al., 2006). De maneira simplificada, a fertilidade química do solo pode ser descrita como a sua capacidade em garantir o crescimento das plantas de maneira contínua por meio de um suprimento suficiente de nutrientes (FURTINI NETO et al., 2001; MALAVOLTA, 2006). Já a acidez, que é comum em solos tropicais, está relacionada a um conjunto de características químicas que compreendem limitações nutricionais e, principalmente, situações de toxidez iônica, causada pelo excesso de alumínio e íons  $H^+$  (ROSSIELLO; JACOB NETTO, 2006; SOUSA; MIRANDA; OLIVEIRA, 2007).

Considerando os parâmetros indicadores de fertilidade, nos teores de cálcio (Ca), de magnésio (Mg) e a soma de bases (SB), que além desses dois elementos considera o teor de potássio (K), mostraram-se que dois grupos podem ser considerados. O primeiro, com solos de maior fertilidade, abrange as cotas 1000 m e 1100 m; e o segundo, com solos menos férteis, abrange as cotas 1200 m, 1300 m, 1400 m e 1500 m. A saturação por bases (V) é uma medida da proporção em que o solo está saturado pelas bases K, Ca e Mg e indica solos mais férteis, quimicamente, de acordo com a elevação de seu valor, (MALAVOLTA, 2006), também, apresentou um padrão semelhante, evidenciando o mesmo grupo formado pelas cotas que vão de 1200 m a 1500 m. Neste caso, a percentagem apresentada pela cota 1000 m difere da apresentada pela cota 1100 m, entretanto elas diferem, também, das demais, com valores bem mais elevados, o que confirma a separação em dois ambientes de fertilidade.

A análise dos parâmetros que indica acidez apresentou padrão muito semelhante ao apresentado pela fertilidade. Os valores de pH em água distinguem os solos das duas cotas situadas em menor altitude das demais, notadamente das cotas 1400 m e 1500 m, mais ácidas. O teor de alumínio (Al) e a acidez total (H+Al), apesar de mostrarem combinações distintas, confirmam as duas cotas de maior altitude como possuidoras dos solos mais ácidos. Já a saturação por alumínio (m), tida como melhor indicador do potencial fitotóxico deste elemento no solo, pois é dada em função do valor absoluto de alumínio trocável (FERREIRA JÚNIOR; SCHAEFER; SILVA, 2009; FURTINI NETO et al., 2001; SOUSA; MIRANDA; OLIVEIRA, 2007), apresentou um padrão idêntico ao apresentado pela saturação por bases, com as cotas 1200 m, 1300 m, 1400 m e 1500 m formando um componente onde os solos são mais ácidos; e outro onde as cotas 1000 m e 1100 m se distinguem das demais e entre si. Em

suma, esses parâmetros indicam um gradiente de acidez que vai da cota situada na menor altitude, menos ácida, até a cota de maior altitude, mais ácida.

Essa diferenciação dos solos é proporcionada por características geomorfológicas que condicionam os processos físicos que alteram as propriedades químicas dos solos (FERREIRA JÚNIOR; SCHAEFER; SILVA, 2009; GHAZOUL; SHEIL, 2010). Por se tratar de uma vertente com consideráveis diferenças altitudinais, as variações nos componentes do solo, nesse caso, podem estar relacionadas à movimentação de massa das áreas mais elevadas e formação coluvial nas regiões da base da encosta. Isso proporcionou a existência de gradientes nutricionais e de acidez, onde os solos da região mais elevada se tornaram mais ácidos e distróficos; enquanto aos solos das áreas menos elevadas foram agregados sedimentos que lhes condicionaram maior fertilidade (FERREIRA JÚNIOR; SCHAEFER; SILVA, 2009; FURTINI NETO et al., 2001; HOMEIER et al., 2010; ZONTA et al., 2006).

Quanto à avaliação das demais variáveis ambientais, foi grande sua utilidade para a caracterização dos ambientes amostrados, tendo sido constatadas características inerentes a cada cota altitudinal. É verificado que distribuição de espécies vegetais está relacionada a condições adequadas a elas e que se originam de determinados fatores ambientais ou da combinação de alguns deles (CONTI; FURLAN, 2009; COX; MOORE, 2011). Em escala local, as principais variáveis influenciadoras são aquelas relacionadas às propriedades dos solos, entretanto outras variáveis podem possuir papel determinante ao interferir sobre o microhabitat, tornando-o adequado ou inadequado a uma espécie ou grupo de espécies (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009; KENT; COKER, 1992; RICKLEFS, 2003; SANTOS; BUDKE; MULLER, 2012).

A exemplo disso, variáveis analisadas neste trabalho, como umidade e a maior exposição a ventos podem afetar vários grupos de plantas, interferindo em sua composição e estrutura (NEWTON, 2007). A presença de epífitas, como

bromélias e orquídeas, também, é fator relevante em florestas de altitude, bem como a grande quantidade de líquens e briófitas, pois sua presença em muito se deve ao constante suprimento de água fornecido pela nebulosidade (ACHARYA; VETAAS; BIRKS, 2011; ADAMS, 2010; AH-PENG et al., 2012; BLUM; RODERJAN; GALVÃO, 2011; DYMYTROVA et al., 2014; FOCHO et al., 2010; KRÖMER et al., 2013; NEWTON, 2007; SCHEER; MOCOCHINSKI; RODERJAN, 2011). Já a antropização é reconhecida como um agente que exerce grande influência como fonte de perturbações (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007; MARTINS et al., 2009) e sua análise pode ser de grande valor para compreender os padrões florísticos e estruturais de ecossistemas florestais (DUFOUR et al., 2006; NEWTON, 2007; PEREIRA; OLIVEIRA FILHO; LEMOS-FILHO, 2007).

De acordo com as variáveis utilizadas neste levantamento, a cota 1000 m pode ser interpretada como situada em local sob efeito da declividade e com possibilidade de alagamentos periódicos em algumas parcelas, pois estas estão próximas a um curso de água, o que, também, confere a elas maior umidade. A associação dessas características, considerando o fluxo de sedimentos das partes altas para as mais baixas do terreno e o acréscimo de sedimentos aluviais, também, estão relacionadas ao caráter eutrófico de seus solos (CONTI; FURLAN, 2009; FERREIRA JÚNIOR; SCHAEFER; SILVA, 2009). Quanto aos indícios de antropização, estes são em virtude do fácil acesso para o gado e para a extração seletiva de madeira.

A cota 1100 m, ainda mais declivosa que a anterior, não se situa próxima a cursos de água, o que reduz o suprimento de umidade do ar (CARVALHO et al., 2005; CHRISTOPHERSON, 2012; CONTI; FURLAN, 2009; KLUGE; KESSLER, 2011). Nela há baixa ocupação por bambus, de bromélias, de briófitas e ausência de orquídeas, o que, também, está relacionado à umidade menos elevada (ACHARYA; VETAAS; BIRKS, 2011; BLUM;

RODERJAN; GALVÃO, 2011; BUDKE et al., 2010; CACH-PÉREZ et al., 2013; FOCHO et al., 2010; NEWTON, 2007; SCHEER; MOCOCHINSKI; RODERJAN, 2011). Já a alta ocupação por cipós é reportada para áreas com maior sazonalidade e, também, para áreas submetidas a distúrbios de maior frequência e, ou intensidade (GADELHA NETO; BARBOSA, 2012; GHAZOUL; SHEIL, 2010), que parece ser o caso desta cota. A baixa quantidade de epífitas e o elevado número de cipós, em conjunto, é, também, característica de florestas com altitudes menos elevadas (GENTRY, 1995; GHAZOUL; SHEIL, 2010; INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2012; IVANAUSKAS; ASSIS, 2009). Os consideráveis efeitos de antropização nesta cota, além de ter sido submetida ao corte no passado, também, são em razão do fácil acesso, o que influencia no desenvolvimento e estabelecimento da vegetação, inclusive, em grupos como bromélias e orquídeas (BATAGHIN; PIRES; BARROS, 2012; NEWTON, 2007).

A cota 1200 m é onde ocorre a menor quantidade de afloramentos de rocha e a mais próxima a cursos de água, o que lhe confere alta umidade. Entretanto, ela não está sujeita a alagamentos, em função da maior profundidade das calhas dos riachos. Situada em um vale encaixado entre duas encostas, ela está pouco exposta a ventos. Nela há alta ocupação por líquens e, sobretudo, de bambus e briófitas. Além de trilhas, não há qualquer outro indício de antropização nessa cota. Em decorrência de seu posicionamento e das suas características ambientais, essa cota é caracterizada como de grande potencial para retenção de umidade e para ciclagem de nutrientes (FERREIRA JÚNIOR; SCHAEFER; SILVA, 2009; KLUGE; KESSLER, 2011; RODELA; TARIFA, 2002).

A cota situada a 1300 m a.n.m. está posicionada em um dos locais mais planos e nenhuma de suas parcelas possui influência de cursos de água. Isso e a sua maior exposição a ventos, por estar posicionada em um aplainamento de

encosta, com características semelhantes às verificadas em bordas, pode ser a responsável pela sua baixa umidade, a menor dentre todas as cotas. Essas características, também, condicionam baixa ocupação por bromélias, orquídeas e briófitas (ACHARYA; VETAAS; BIRKS, 2011; BATAGHIN; PIRES; BARROS, 2012; CACH-PÉREZ et al., 2013; FOCHO et al., 2010; KRÖMER et al., 2013; LIPPOK et al., 2014; NEWTON, 2007), o que foi constatado para esta cota. De maneira oposta ao que ocorre na cota 1200 m, a associação dessas variáveis caracteriza a cota em razão de seu baixo potencial em reter umidade (GHAZOUL; SHEIL, 2010; RODELA; TARIFA, 2002). Quanto à antropização, não foram verificados indícios recentes no local amostrado, o que não permite maiores inferências.

Em 1400 m, também, predomina o maior aplanamento do relevo, o que resultou nas menores pontuações para a variável declividade. Nesta cota foi observada a maior ocupação por bromélias e o solo de uma de suas parcelas é completamente tomado por uma espécie de grande porte. Nas outras parcelas, também, há grande ocupação por bromélias, neste caso, epífitas, bem como de orquídeas e de briófitas. Isso é em virtude da maior altitude, que condiciona constante suprimento de água, fornecido pela nebulosidade, além de temperaturas amenas, típicas nesses ambientes (ACHARYA; VETAAS; BIRKS, 2011; ADAMS, 2010; GHAZOUL; SHEIL, 2010; HÄGER; DOHRENBUSCH, 2011; RODELA; TARIFA, 2002). O local pode, ainda, ser caracterizado como de pouca antropização.

A cota 1500 m, situada próxima ao topo da serra, possui parcelas em locais declivosos e onde há a maior quantidade de afloramentos de rocha. Apenas uma de suas parcelas se encontra próxima a um curso de água. Ainda assim, essa é a cota que obteve a maior pontuação para umidade, por causa da constante nebulosidade. Essa cota apresentou, também, a maior pontuação para as ocupações por orquídeas, briófitas e líquens, além de alta ocupação por

bromélias, certamente propiciadas pelas condições altitudinais (ACHARYA; VETAAS; BIRKS, 2011; ADAMS, 2010; AH-PENG et al., 2012; DYMYTROVA et al., 2014; GHAZOUL; SHEIL, 2010; KRÖMER et al., 2013; NASCIMENTO; GIULIETTI; QUEIROZ, 2010). Essa, também, pode ser considerada uma cota pouco antropizada, em consequência da baixa pontuação para as variáveis dessa categoria.

De acordo com o levantamento dessas variáveis, é necessário ressaltar os efeitos da umidade sobre a maior parte das cotas altitudinais. Além da própria variável, outras decorrentes dela foram marcantes, principalmente, nas cotas 1200 m, 1400 m e 1500 m. Alguns autores mencionam a escassez de epífitas, briófitas e líquens em Florestas Estacionais Semidecíduais, além de fetos arbórescentes e palmeiras, em razão da baixa umidade (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2012; IVANAUSKAS; ASSIS, 2009; RIZZINI, 1997). Mesmo se tratando de uma fisionomia tipicamente semidecidual, todas as características descritas por esses autores foram francamente observadas nas três cotas mencionadas. Isso denota a importância da umidade decorrente das condições ripárias e da nebulosidade sobre a vegetação amostrada (CARVALHO et al., 2005; GHAZOUL; SHEIL, 2010; KLUGE; KESSLER, 2011; NASCIMENTO; GIULIETTI; QUEIROZ, 2010; SCHEER; MOCOCHINSKI; RODERJAN, 2011; SCHWARZKOPF et al., 2010), até mesmo como agente diferencial, considerando a estacionalidade da fisionomia em questão, pois o incremento dessa variável, associada às demais condições ambientais, gera grande variedade de habitats ao longo do gradiente altitudinal amostrado.

## 5.2 Composição e estrutura da vegetação

O levantamento da vegetação arbórea apresentou um elevado número de indivíduos e alta área basal. Comparando estes parâmetros com um compêndio de 20 remanescentes florestais, localizados na mesma região geográfica (PEREIRA, 2003), a floresta amostrada possui a quarta maior densidade e a terceira maior área basal, o que demonstra sua elevada importância estrutural.

Quanto à riqueza, as seis famílias com maior número de espécies neste levantamento (Myrtaceae, Fabaceae, Lauraceae, Rubiaceae, Annonaceae e Melastomataceae) estão entre as mais ricas em espécies lenhosas no mundo e, exceto Fabaceae, são famílias de elevada riqueza nas florestas neotropicais de altitude, inclusive na região da Floresta Atlântica (GENTRY, 1982; GENTRY, 1988; GENTRY, 1990; NASCIMENTO; GIULIETTI; QUEIROZ, 2010; OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2000; TABARELLI; MANTOVANI, 1999; YAMAMOTO; KINOSHITA; MARTINS, 2005). Essas famílias estão, também, entre as mais ricas em levantamentos realizados em diferentes tipos florestais.

O exposto pode ser constatado, ao verificar que as famílias mais ricas da área de estudo estão entre as que possuem maior riqueza em uma Floresta Ombrófila Densa Submontana em Ubatuba, litoral de SP (ROCHELLE; CIELO-FILHO; MARTINS, 2011); em uma Floresta Ombrófila Altomontana, localizada na Serra da Mantiqueira, em Bocaina de Minas, MG (CARVALHO et al., 2005); e em cinco remanescentes florestais situados no maciço do Itatiaia, com altitudes entre 1000 m e 1500 m, entre Minas Gerais e Rio de Janeiro (PEREIRA et al., 2006). O mesmo foi constatado na comparação com dois outros remanescentes de floresta estacional semidecidual, um com altitudes variando entre 1050 m e 1150 m, localizado próximo à área de estudo, em Piedade do Rio Grande (CARVALHO et al., 2007), e outro com altitudes entre 920 m e 1340 m, localizado em Tiradentes, MG (GONZAGA et al., 2008). Porém, a comparação,

também, é válida em relação aos fragmentos florestais altomontanos condicionados por elevada disponibilidade hídrica, no sul da Chapada Diamantina, BA (NASCIMENTO; GIULIETTI; QUEIROZ, 2010), o que demonstra a grande amplitude florística dessas famílias.

Em relação à abundância, pode ser feita uma comparação entre as duas cotas com menor número de indivíduos, 1200 m e 1000 m, com as outras duas que apresentaram médias, significativamente, diferentes, 1300 m e 1500 m, indicando que se trata de fisionomias diferentes. A menor abundância em 1000 m e 1200 m, a despeito da primeira ser um pouco mais impactada, pode ter sido condicionada pelas suas condições sucessionais semelhantes (IMAI et al., 2012; MAGNAGO et al., 2011; MARTINS et al., 2008; UHL; MURPHY, 1981; WILLIAMS-LINERA; LOREA, 2009), neste caso, mais avançadas, o que poderia reduzir o número de indivíduos por exclusão competitiva e aumentar o porte das plantas estabelecidas.

Já a maior abundância em 1300 m deve estar relacionada à maior luminosidade, proporcionada pela sua posição na encosta e pelas suas condições fisionômicas, semelhantes às apresentadas por bordas naturais. Neste caso, a abundância seria incrementada por espécies que ocupam diferentes nichos (FERREIRA JÚNIOR; SCHAEFER; SILVA, 2009; OLIVEIRA FILHO et al., 2004). No caso da cota 1500 m, o que ocorre é o maior acúmulo de indivíduos de pequeno porte e de maneira adensada, situação bastante característica em florestas situadas em elevadas altitudes (HAMILTON; JUVIK; SCATENA, 1995; LIEBERMAN et al., 1996; MEIRELES; SHEPHERD; KINOSHITA, 2008; WHITMORE, 1998). Quanto à área basal, a não diferenciação entre as médias não é situação incomum em florestas tropicais (BROWN; LUGO, 1990; SALDARRIAGA; UHL, 1991; TABARELLI; MANTOVANI, 1999), uma vez que tanto o grande porte em diâmetro quanto a alta densidade de indivíduos pode conferir esse padrão.

Sobre a importância relativa de Fabaceae neste trabalho, é observado que esta família é uma das mais expressivas nas florestas neotropicais, onde apresenta grande número de espécies arbóreas e elevada diversidade (GHAZOUL; SHEIL, 2010; MORIM, 2006). Já, quando se trata de florestas de altitude, principalmente, no Domínio Atlântico, a família Myrtaceae passa a se destacar, levando em consideração que o aumento da sua importância é relatado para várias florestas tropicais na medida em que ocorre elevação altitudinal, da mesma maneira em que diminui a importância da família Fabaceae (CARVALHO et al., 2005; FRANÇA; STEHMANN, 2004; GENTRY, 1995; GUILHERME; MORELLATO; ASSIS, 2004; MEIRELES; SHEPHERD; KINOSHITA, 2008; MORIM, 2006; NASCIMENTO; GIULIETTI; QUEIROZ, 2010; OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2000; OLIVEIRA FILHO et al., 2004; SCHEER; MOCOCHINSKI; RODERJAN, 2011; WEBSTER, 1995).

Essa tendência pôde ser observada neste trabalho. O padrão conferido pela riqueza mostra essas duas famílias se alternando, com um pico negativo de Fabaceae e um pico positivo de Myrtaceae em 1200 m, cota mais isolada e conservada. Já o padrão de abundância para essas duas famílias apresenta um decréscimo contínuo de Fabaceae, ao longo da elevação da altitude, concomitante a um acréscimo de Myrtaceae, que apresenta sua maior abundância em 1300 m, cota com característica de maior luminosidade.

Neste levantamento, o decréscimo de Fabaceae pode estar relacionado, também, às características pedológicas da área. Levando em conta a maior acidez dos solos em elevadas altitudes e que o crescimento das plantas é limitado em condições de elevada acidez e toxidez por Al, nota-se que estes fatores provocam a inibição do crescimento longitudinal das raízes, tornando-as atrofiadas, levando à paralisação do seu crescimento em função da morte ou injúria do meristema radicular (SOUSA; MIRANDA; OLIVEIRA, 2007; ZONTA et al., 2006). Também deve ser levada em conta a importância da

associação com microorganismos do solo para o desenvolvimento das funções radiculares em muitos grupos botânicos (BERBARA; SOUZA; FONSECA, 2006; MALAVOLTA, 2006), principalmente, na família Fabaceae, onde ocorre importante associação simbiótica entre raízes e bactérias, por meio do desenvolvimento de nódulos que suprem a planta de N fixado e, para algumas espécies, essa associação é indispensável (DIAS; FRANCO; CAMPELLO, 2007; ZONTA et al., 2006). As consequências desse processo para a competição interespecífica em comunidades vegetais indicam que este seja um importante elemento para a sucessão e para a diversidade de espécies (BERBARA; SOUZA; FONSECA, 2006). Como os solos de florestas de altitude são consideravelmente mais ácidos, essa característica pode interferir na dominância de Fabaceae, agindo como redutora de seu potencial de estabelecimento, o que pode provocar seu decréscimo ao longo do gradiente altitudinal, como foi observado neste trabalho.

As outras famílias avaliadas apresentaram padrões pontuais de oscilação, exceto Rubiaceae, que, também, aumentou sua importância relativa com a altitude. Para a abundância isso é observado mais facilmente, a despeito do decréscimo em 1300 m, o que pode ser um efeito negativo da maior luminosidade sobre as espécies dessa família. De maneira geral, é observado que Rubiaceae, também, tem sua importância relacionada à altitude (FRANÇA; STEHMANN, 2004; GENTRY, 1995; OLIVEIRA FILHO et al., 2004).

Quanto à riqueza total de espécies, as cotas altitudinais podem ser tratadas em dois níveis: as cotas mais ricas (1000m, 1100m, 1200 e 1400m) e as com menor número de espécies (1300m e 1500m). As explicações para esse padrão podem estar relacionadas ao ambiente de cada uma delas. Sendo assim, parâmetros como condições ripárias associadas a pequenos distúrbios antrópicos, corte raso no passado e consequente mescla de espécies, na situação atual, elevada umidade com condições sucessionais avançadas e localização em

situação de ecótono são características que podem ser associadas, respectivamente, às cotas 1000m, 1100m, 1200 e 1400m e proporcionariam alta riqueza de espécies vegetais em virtude da diversidade de condições ambientais (CONNELL, 1978; CONNELL; SLATYER, 1977; DALANESI; OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2004; DUFOUR et al., 2006; DURIGAN et al., 2008; GHAZOUL; SHEIL, 2010; HOMEIER et al., 2010; IMAI et al., 2012; KLUGE; KESSLER, 2011; OMEJA et al., 2011; PEREIRA; OLIVEIRA FILHO; LEMOS-FILHO, 2007).

De maneira oposta, outras características podem gerar condições microclimáticas onde algumas espécies irão apresentar melhor desenvolvimento e serão favorecidas, enquanto boa parte delas terá o seu estabelecimento limitado, diminuindo a riqueza (ADAMS, 2010; BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007; GENTRY, 1995; MEIRELES et al., 2008; SCHEER et al., 2011; VÁZQUEZ; GIVNISH, 1998). No caso das cotas 1300 m e 1500 m, essas características podem ser a luminosidade associada à elevação e as características geoclimáticas verificadas em florestas de altitude, respectivamente (ADAMS, 2010; BEGON et al., 2007; CONNELL, 1978; FRANÇA; STEHMANN, 2004; GHAZOUL; SHEIL, 2010; KLUGE; KESSLER, 2011; GENTRY, 1995; MEIRELES; SHEPHERD; KINOSHITA, 2008; SCHAEFER et al., 2009; SCHEER; MOCOCHINSKI; RODERJAN, 2011; STADTMÜLLER, 1987; TABARELLI; MANTOVANI, 1999).

A diversidade de espécies apontou a cota 1000 m como a mais diversa, seguida pela cota 1200 m. Neste caso, o principal condicionante deve ser a umidade a qual ambas estão sujeitas em razão da proximidade de cursos de água e à sua localização em vales de menor altitude, o que condiciona um microclima propício ao desenvolvimento das plantas (ADAMS, 2010; HOMEIER et al., 2010; KLUGE; KESSLER, 2011; RAMESH et al., 2010). Ferreira Júnior, Schaefer e Silva (2009), também, ressaltam a importância dessa variável para a

vegetação, notando que, em muitos casos, solos empobrecidos, mas com elevada umidade, sustentam formações florestais mais exuberantes que solos férteis, porém com alguma deficiência hidrológica. Também, deve ser ressaltado que as duas cotas não estão completamente isentas de distúrbios e na cota 1000 m há evidências de impactos antrópicos ocorrendo de maneira moderada, o que incrementa ainda mais a diversidade (CONNELL, 1978; GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009; IMAI et al., 2012; OMEJA et al., 2011; PEREIRA; OLIVEIRA FILHO; LEMOS-FILHO, 2007), podendo ser o diferencial entre elas.

As cotas com menor diversidade, principalmente, 1300 m, 1400 m e 1500 m, são, assim, condicionadas pelo excesso de luz, interação com outras formas fisionômicas e as próprias características climáticas das altitudes elevadas, que podem dificultar a colonização de muitas espécies (FRANÇA; STEHMANN, 2004; GENTRY, 1995; HOMEIER et al., 2010; KRAFT et al., 2011; SCHEER; MOCOCHINSKI; RODERJAN, 2011). Já, para o caso da cota 1100 m, o principal condicionante dessa situação é a dominância de alguns grupos botânicos, fato que é ressaltado pela sua menor equabilidade e que é característico em habitats sujeitos a condições extremas (GHAZOUL; SHEIL, 2010; LIPPOK et al., 2014; SCARANO, 2002; SCHEER; MOCOCHINSKI; RODERJAN, 2011). Fatores antrópicos, como o corte raso da vegetação, também, podem ter interferido neste caso, já que alteram a composição de espécies e a disponibilidade de recursos, podendo favorecer a dominância (GHAZOUL; SHEIL, 2010; MARTINS et al., 2009; PEREIRA; OLIVEIRA FILHO; LEMOS-FILHO, 2007; RAMESH et al., 2010).

A distribuição dos indivíduos em classes diamétricas e em classes de altura contribuiu para a caracterização fisionômica das cotas altitudinais. A distribuição na cota 1300 m se ajusta a uma distribuição característica de áreas com maior incidência luminosa, com maior proporção de indivíduos nas

menores classes, exceto na classe de plantas com menor altura, situadas sob o dossel da floresta, onde ocorrem plantas tolerantes à sombra (DENSLOW, 1980; GHAZOUL; SHEIL, 2010; HOMEIER et al., 2010; MARTINS et al., 2008; SWAINE; WHITMORE, 1988). Essas características são plausíveis para as condições ambientais dessa cota, caracterizando sua fisionomia como típica dos ambientes de transição entre as regiões periféricas de florestas e de contato com canchais. No entanto, levando em consideração os demais parâmetros estruturais, não pode ser descartada uma possível influência de corte no passado, a despeito de nenhum indício recente de perturbação ter sido verificado.

Para a cota 1400 m, a distribuição é condizente com a descrita para as florestas localizadas em altitudes mais elevadas, onde os indivíduos não atingem grande porte (GHAZOUL; SHEIL, 2010; HOMEIER et al., 2010; MEIRELES; SHEPHERD; KINOSHITA, 2008; SCHAEFER et al., 2009; SCHEER; MOCOCHINSKI; RODERJAN, 2011; STADTMÜLLER, 1987; WHITMORE, 1998). Este fato, também, pode ser estendido à cota 1300 m, mas é, ainda, mais nítido em 1500 m, que possui apenas um indivíduo na maior classe de diâmetro e nenhum na classe que abrange os indivíduos mais altos da amostragem.

Já a regularidade da distribuição dos indivíduos nas classes para a cota 1000 m e, principalmente, para 1200 m, pode estar relacionada às condições microclimáticas dessas duas áreas, proporcionadas pela proximidade a cursos de água (CARVALHO et al., 2005). Para a cota 1200 m, também, deve influir a sua condição sucessional (CARVALHO; NASCIMENTO, 2009), pois além do decréscimo regular das classes de diâmetro e da distribuição balanceada das classes de altura, esta é a cota que apresenta o maior número de indivíduos de grande porte, tanto em diâmetro quanto em altura. Isso, provavelmente, deve-se às suas condições ambientais, pois está localizada em um vale com menor altitude e com elevada umidade, fato que, também, foi verificado por Homeier et

al. (2010) para uma floresta situada entre 1900 m e 2600 m a.n.m., no sudeste do Equador.

Para a cota 1100 m a situação é inversa. Nela foi constatado elevado número de indivíduos nas menores classes de diâmetro e somente um na maior classe, o que pode ocorrer em estágios sucessionais menos avançados e em situações de dominância ecológica, observando, ainda, que as espécies lumínicas apresentam maior facilidade de colonização em solos de maior fertilidade (CONNEL; SLATYER, 1977; GHAZOUL; SHEIL, 2010; STEEGE; HAMMOND, 2001).

Os parâmetros conferidos pela análise do VC, também, indicam uma grande diferenciação de ambientes. Observa-se que nenhuma espécie incluída como detentora da maior parte do VC ocorreu, assim, em todas as cotas. Apenas duas espécies ocorreram em três das seis cotas: *Aspidosperma olivaceum* nas cotas 1200 m, 1300 m e 1400 m; e *Guapira opposita* em 1300 m, 1400 m e 1500 m. Isso é um forte indicador de que ao longo da variação de cotas ocorre, também, uma grande variação de nichos, o que implica em diferentes ocupações e dominâncias por parte das espécies (GHAZOUL; SHEIL, 2010; LIPPOK et al., 2014; SANCHEZ et al., 2013; VAZQUEZ; GIVNISH, 1998).

A cota 1000 m apresentou pequena variação nas percentagens de VC, o que pode estar relacionado a pouca variação no microclima (ADAMS, 2010; NEWTON, 2007), já que boa parte de suas espécies ocorrem em ambientes diversificados, mas somente atingem grande porte em melhores condições ambientais, como as quatro espécies de maior VC nessa cota (*Platycyamus regnellii*, *Luehea grandiflora*, *Nectandra nitidula* e *Piptadenia gonoacantha*). Outras de suas espécies mais representativas, como *Rollinia sylvatica* e *Sebastiania commersoniana* são afeitas tanto a melhores condições de umidade quanto a solos mais férteis e profundos (CARVALHO, 2003; CARVALHO, 2008), o que corresponde a sua situação geral.

Para a cota 1100 m, chama atenção a elevada dominância de *Cupania zanthoxyloides* (20,87% do VC). O processo de dominância pode ser caracterizado como o resultado da demora para restabelecer as condições competitivas de determinadas espécies, mais lentas em seu mecanismo de dispersão (GHAZOUL; SHEIL, 2010). Essa condição pode ter sido a antropização, em decorrência do corte raso no passado, fato que pode proporcionar a dominância de espécies por meio da monopolização de recursos por parte daquelas mais adaptadas e competitivamente superiores (CONNEL; SLATYER, 1977; GHAZOUL; SHEIL, 2010; LIPPOK et al., 2014). A segunda e a terceira espécie com os maiores VC (*Prunus myrtifolia* e *Platycyamus regnellii*), também, ressaltam o caráter antropizado da área, já que são espécies que se desenvolvem bem em vegetação secundária (CAMPOS; LANDGRAF, 2001; CARVALHO, 2008).

Em 1200 m, assim como na cota 1000 m, as condições microclimáticas podem estar interferindo sobre o VC das espécies (ADAMS, 2010; NEWTON, 2007). Essas condições, certamente, favoreceram o estabelecimento bem sucedido das espécies com maior VC, a maior parte delas tolerantes à sombra e com distribuição restrita a ambientes favoráveis, como *Pseudopiptadenia leptostachya*. Essa espécie tem seu padrão descrito como restrito, com ocorrência nos estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo, principalmente, em Florestas Ombrófilas, situadas em locais de maiores altitudes, nas cadeias da Serra do Mar e da Serra da Mantiqueira (MORIM, 2006). A espécie de maior cobertura nessa cota pode ser considerada indicadora de seu estágio sucessional, já que *Ocotea odorifera*, planta que se comporta como secundária tardia ou clímax tolerante à sombra é tida como característica de florestas primárias, com dispersão irregular e descontínua, não se constatando sua regeneração em vegetação secundária (CARVALHO, 2003). O mesmo em relação ao estágio sucessional pode ser dito para outra Lauraceae, *Cryptocarya*

*aschersoniana*, planta clímax tolerante à sombra e adaptada a solos úmidos de margens de rios, ambiente, também, característico para *Sebastiania commersoniana* (CARVALHO, 2003; CARVALHO, 2006). Outra espécie, *Rudgea jasminoides*, compôs o grupo caracterizado por Sanchez et al. (2013) como indicadora da cota superior, a 1000 m a.n.m., de uma Floresta Ombrófila localizada em uma encosta da Serra do Mar, no litoral de São Paulo, o que ressalta a sua afeição a locais sujeitos à elevada umidade.

Em 1300 m há, também, uma dominância de cobertura, neste caso de *Aspidosperma olivaceum*. Esta espécie é indiferente a solos e ocorre em fundos de vale, na meia encosta ou em topos, porém é caracterizada como secundária inicial, tardia ou clímax exigente de luz (CARVALHO, 2006), o que poderia justificar sua dominância nessa cota, em consequência de sua condição de vegetação periférica. A presença de outras espécies afeitas à luminosidade, como *Myrcia venulosa*, *Machaerium villosum* e *Myrcia pulchra*, também, é significativa e caracteriza a vegetação dessa cota como uma borda natural, onde as ambientais propiciaram o predomínio de espécies características desse tipo de habitat. Outra espécie relevante nesse sentido é *Vochysia magnifica*, cuja presença é marcante nas bordas das matas localizadas em altitudes elevadas que ocorrem em toda a região do Alto Rio Grande, em solos rasos ou em locais de maior pedregosidade ao longo de serras quartzíticas.

Na cota 1400 m há relativa discrepância entre as proporções, com maior percentual para *Aspidosperma olivaceum* e *Guapira opposita*, as mesmas duas espécies de maior VC para a cota 1300 m e caracterizadas como de ampla distribuição ou *supertramp* (OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2000; NASCIMENTO; GIULIETTI; QUEIROZ, 2010). Uma particularidade é que as espécies com maior VC nesta cota compõem grupos que abarcam tanto espécies afeitas à luz quanto espécies de sombra, afeitas à umidade e, ou à altitude. No conjunto, isso faz com que a área apresente espécies que a caracterizam como

um ecótono florístico, não fisionômico, onde espécies como *Ocotea odorifera* e *Croton urucurana* coexistam com *Schefflera calva* e *Vochysia magnifica*, todas com alto percentual de cobertura.

Já a cota 1500 m é a mais regular quanto às proporções de VC. Isso pode ser em razão das suas características geoclimáticas, tanto de substrato quanto de umidade e temperatura, já que em florestas de altitude, com vegetação semelhante à apresentada por esta cota, essas características tendem a regular o padrão fisionômico das espécies (ADAMS, 2010; KLUGE; KESSLER, 2011; MEIRELES; SHEPHERD; KINOSHITA, 2008; SCHWARZKOPF et al., 2010; STADTMÜLLER, 1987; VAZQUEZ; GIVNISH, 1998). As espécies com elevada cobertura nessa cota são, amplamente, distribuídas nas Florestas Estacionais Semidecíduais, em distintas condições de altitude. No entanto, muitas delas, como *Cabralea canjerana*, *Eremanthus erythropappus*, *Miconia chartacea*, *Schefflera calva*, e *Prunus myrtifolia*, também, são descritas para ecossistemas florestais altomontanos (CARVALHO et al., 2005; FRANÇA; STEHMANN, 2004; NASCIMENTO; GIULIETTI; QUEIROZ, 2010; OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2000; OLIVEIRA FILHO et al., 2004; SCHAEFER et al., 2009), sendo raras as suas dominâncias em estratos menos elevados. Também, deve ser ressaltado que *Eremanthus erythropappus* e outras espécies do gênero, chamadas popularmente de candeias, desenvolvem ampla dominância ecológica nos sistemas ecotonais entre florestas e campos rupestres (OLIVEIRA FILHO; FLUMINHAN FILHO, 1999; OLIVEIRA FILHO et al., 2004), o que as torna um importante componente das Florestas Altomontanas dessa e de outras regiões onde predominam rochas quartzíticas e terrenos litólicos, com solos arenosos, rasos e pedregosidade pronunciada (MARQUES NETO, 2012; SCHAEFER et al., 2009).

Quanto à espécie de maior VC nesta cota, *Alchornea triplinervia*, Marmontel et al. (2013) constataram se tratar da espécie com o maior valor de

importância nos terços intermediário e superior de uma toposequência de Floresta Ombrófila Densa em estágio secundário no Parque Estadual da Serra do Mar, em Cunha, SP, onde ocorrem frequentes e densos nevoeiros. Carvalho et al. (2005), também, relatam sua importância no topo de uma Floresta Ombrófila Altomontana, às margens do Rio Grande, em Bocaina de Minas, MG. Entretanto, esses autores a relatam como uma espécie típica de ambientes recentemente colonizados, com possibilidade de ocorrência de atividades antrópicas. Neste trabalho, em virtude do baixo impacto constatado em relação à antropização, sua importância parece estar mais relacionada às suas características competitivas e capacidade de colonização de ambientes extremados, em consequência da interseção com a vegetação campestre, às condições pedológicas e aos rigores climáticos. Além disso, o gênero *Alchornea*, também, foi destacado por Gentry (1995) como de ocorrência marcante em florestas andinas situadas entre 1750 e 2000 m de altitude.

### **5.3 Similaridade e correlações espécie-ambiente**

Considerando as análises de agrupamento, foi possível perceber que as similaridades entre as cotas altitudinais ocorrem em dois níveis: um mais amplo, onde as cotas 1000 m e 1100 m se distinguem das demais; e outro onde ocorrem diferenças em uma escala que considera as variações internas, inerentes a cada cota. No primeiro nível, as diferenças podem estar relacionadas às características geoclimáticas decorrentes da altitude, como já sugerido por outros autores (GENTRY, 1995; HAMILTON; JUVIK; SCATENA, 1995; LIEBERMAN et al., 1996; MEIRELES; SHEPHERD; KINOSHITA, 2008; OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2000). No segundo nível, essa diferenciação estaria relacionada a parâmetros microambientais, proporcionados por características de relevo, solo,

microclima e perturbações (CARVALHO et al., 2005; GHAZOUL; SHEIL, 2010; NEWTON, 2007).

No dendrograma, elaborado com base no número de indivíduos nas respectivas espécies, mostrou-se as duas cotas localizadas nas menores altitudes bastante similares entre si e diferenciadas das outras, muito provavelmente por causa das características inerentes às florestas de altitudes menos elevadas, tanto bióticas quanto abióticas (GHAZOUL; SHEIL, 2010; INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2012; MEIRELES; SHEPHERD; KINOSHITA, 2008), e à proximidade geográfica (DURIGAN et al., 2008), o que tende a formar floras semelhantes. Já, a diferenciação entre elas está condicionada às especificidades de cada uma, como a maior umidade da cota 1000 m e o estágio sucessional menos avançado e dominância ecológica em 1100 m, fatores que proporcionam distintas distribuições de espécies (CONNEL; SLATYER, 1977; FERREIRA JÚNIOR; SCHAEFER; SILVA, 2009; KLUGE; KESSLER, 2011; MARTINS et al., 2009).

O padrão das demais cotas, de 1200 m a 1500 m, seria, no conjunto, o resultado de condições características de florestas situadas em altitudes mais elevadas, como presença de nebulosidade, maior luminosidade, menores temperaturas e maior amplitude térmica diária (ADAMS, 2010; GHAZOUL; SHEIL, 2010; PEREIRA et al., 2006; SCHAEFER et al., 2009; SCHWARZKOPF et al., 2010; STADTMÜLLER, 1987). Por outro lado, seus respectivos agrupamentos, também, estariam sujeitos a condições ambientais de menor amplitude. Assim, o agrupamento da cota 1200 m, com parte das parcelas de 1400 m, deve estar associado a pouca antropização, ao relevo e à umidade, o que propicia condições ótimas para determinadas espécies (FERREIRA JÚNIOR; SCHAEFER; SILVA, 2009; KLUGE; KESSLER, 2011), como *Euterpe edulis*, que foi amostrada somente nessas duas áreas e é considerada indicadora de áreas úmidas da Floresta Atlântica (NASCIMENTO; GIULIETTI;

QUEIROZ, 2010; ROCHELLE; CIELO-FILHO; MARTINS, 2011; SCUDELLER; MARTINS; SHEPHERD; 2001; SZTUTMAN; RODRIGUES, 2002).

Outro agrupamento, formado por duas parcelas da cota 1400 m com a cota 1300 m pode estar associado às características de relevo, ao estágio sucessional semelhante e à proximidade geográfica (DURIGAN et al., 2008), já que ambas as cotas estão situadas na mesma encosta. A outra parcela da cota 1400 m, que não participa de nenhum agrupamento, também, deve ser resultado de interferência microambiental. Nela, que é uma das duas parcelas da amostragem que possui textura arenosa, foi constatado grande quantidade de bromélias de grande porte, ocupando, praticamente, todo o solo, o que pode interferir no estabelecimento de outras espécies e selecionar aquelas com maior habilidade competitiva. Essa mesma característica foi observada por Oliveira Filho et al. (2004), para uma área próxima à área de estudo, no topo da Serra da Chapada das Perdizes, onde foi relatado que uma espécie de *Aechmea* recobria o piso da floresta na maioria das áreas bem drenadas do interior.

Outra possibilidade é que a grande quantidade de bromélias tenha sido favorecida por alguma característica ambiental, como a própria textura arenosa, ou a pouca profundidade da camada superficial do solo e maior teor de alumínio, características verificadas na parcela e que, também, poderiam afetar a vegetação arbórea. No caso de um solo raso, condicionado pela pouca profundidade em relação à rocha, haveria espaço limitado para o desenvolvimento de raízes e baixa retenção de água (HUGGETT, 1995; ZONTA et al., 2006), o que dificultaria o estabelecimento da maioria das plantas e favoreceria as bromélias, em consequência de sua grande capacidade de retenção de água, tanto de chuva quanto daquela oriunda da nebulosidade.

A cota 1500 m, que, também, agrupou-se à parte, pode ser considerada como diferenciada de todas as outras, graças tanto às características

microambientais quanto por condições tidas como marcantes em florestas localizadas em maiores elevações. Essas florestas, muitas vezes chamadas florestas nebulares, em razão da constante presença de nuvens, possuem espécies adaptadas às condições climáticas e ao seu posicionamento no topo de cadeias de montanha (ADAMS, 2010; GHAZOUL; SHEIL, 2010; KLUGE; KESSLER, 2011; MEIRELES; SHEPHERD; KINOSHITA, 2008; SCHAEFER et al., 2009; SCHWARZKOPF et al., 2010; STADTMÜLLER, 1987; VÁZQUEZ; GIVNISH, 1998). Assim, características como alta nebulosidade, grande quantidade de afloramentos de rocha e solos mais rasos refletem sobre a composição e sobre a fisionomia da vegetação (HUGGETT, 1995; MEIRELES; SHEPHERD; KINOSHITA, 2008; SCHAEFER et al., 2009; SCHWARZKOPF et al., 2010; SCHEER; MOCOCHINSKI; RODERJAN, 2011; STADTMÜLLER, 1987). Isso condiciona as plantas a exibirem um menor porte, além da presença de bromélias, orquídeas, briófitas e líquens em sua superfície (ADAMS, 2010; AH-PENG et al., 2012; CARVALHO et al., 2005; GENTRY, 1995; GHAZOUL; SHEIL, 2010; MEIRELES; SHEPHERD; KINOSHITA, 2008; SCHAEFER et al., 2009; STADTMÜLLER, 1987), características que são marcantes em toda a vegetação da cota 1500 m.

Os resultados da CCA, além de corroborarem essas explicações, ressaltam a importância dos solos sobre a diferenciação das cotas em dois grandes grupos. Por ela, as cotas 1000 m e 1100 m se apresentaram como, nitidamente, distintas das cotas 1200 m, 1300 m, 1400 m e 1500 m ao longo do eixo 1. Todas as variáveis que apontam para a separação indicam a maior fertilidade das duas primeiras cotas, exceto o pH, que, neste caso, é mais elevado (menos ácido) em relação às outras cotas.

Em sentido oposto, todas as variáveis que apontam para as quatro cotas mais elevadas indicam sua maior acidez. Schaefer et al. (2009) pontuaram as mesmas características nutricionais e de acidez observadas nas cotas que vão de

1200 m a 1500 m para as partes mais elevadas da paisagem na Serra do Brigadeiro, no leste de Minas Gerais; assim como Homeier et al. (2010) para uma floresta altomontana nos Andes equatorianos, com teores nutricionais diminuindo e de acidificação aumentando com a elevação altitudinal.

Deve ser levado em conta que o solo é uma parte integral dos geocossistemas e a variável que mais os influencia, a despeito de, também, ser influenciado pelo clima local, regional e global (HUGGETT, 1995). Assim, as diferenças entre as duas cotas menos elevadas, em relação às demais, apesar de não estarem relacionadas diretamente à altitude, são um efeito indireto, proporcionado pelas diferenças geomorfológicas da encosta, que conferem diferenças pedológicas e contribuem para a variação da flora (ADAMS, 2010; GENTILI et al., 2013; GHAZOUL; SHEIL, 2010; HOMEIER et al., 2010; SCHAEFER et al., 2009; ZONTA et al., 2006). A variação nos atributos dos solos, portanto, condicionada pela elevação do terreno, proporciona a grande variação na distribuição dos indivíduos e das espécies, o que é explícito, ao se observar o autovalor no eixo 1 (0,639), que é elevado e indica grande substituição de espécies entre as cotas posicionadas neste sentido, principalmente, entre os dois grandes grupos. Observa-se que essa é uma característica marcante em gradientes altitudinais, já que a grande variação nas condições ambientais proporciona variação de espécies a curtos espaços (GENTRY, 1995; GHAZOUL; SHEIL, 2010; MEIRELES; SHEPHERD; KINOSHITA, 2008; SCHWARZKOPF et al., 2010).

O eixo 2, também, possui um autovalor considerado elevado (0,338) que, apesar de menor em relação ao eixo 1, indica substituição de espécies, também, entre as cotas do segundo grupo, onde ocorre um gradiente da cota 1200 m para a cota 1500 m. Neste ponto, é necessário ressaltar que a cota mais elevada se distingue de todas as demais, tanto pelo dendrograma quanto pela CCA. Além da variação ambiental inerente a ela, é nesta cota que os efeitos da

altitude são mais pronunciados e mais facilmente observáveis, o que estaria de acordo com afirmações de que baseado em 1500 m a.n.m. é que as variáveis geoclimáticas decorrentes da elevação altitudinal atuam mais fortemente sobre a vegetação, condicionando sua fisionomia e caracterizando as formações tipicamente altomontanas (ADAMS, 2010; GENTRY, 1995; GHAZOUL; SHEIL, 2010; INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2012; SCHWARZKOPF et al., 2010).

Especificamente, considerando a vegetação do gradiente avaliado, as condições geoclimáticas e ambientais observadas funcionariam, então, como um filtro de espécies (GENTILI et al., 2013; HUGGETT, 1995; LORTIE et al., 2004), condicionando uma vegetação, consideravelmente, distinta nas cotas mais altas em relação à apresentada pelas cotas menos elevadas. Além disso, assim como constatado por Carvalho et al. (2007), para um fragmento florestal situado acerca de 50 km de distância, a lés-nordeste (ENE), sua composição florística e características geocológicas podem condicionar uma vegetação considerada como expressão do contato entre as Florestas Ombrófilas e as Florestas Semidecíduais. Mas também da transição entre as variações Baixomontana e Altomontana, o que permitiria o estabelecimento de determinadas espécies e barraria a ocorrência de outras, mais adaptadas às regiões mais úmidas do Domínio Atlântico.

Por causa dessas mesmas condições, a floresta pode, também, ser considerada como de grande heterogeneidade, pois sua vegetação arbórea se diversifica, de acordo com a variedade de condições físicas e bióticas proporcionadas pelo relevo montanhoso e que condicionam a existência de diferentes habitats (DALANESI; OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2004; DUFOUR et al., 2006; HOMEIER et al., 2010; SANCHEZ et al., 2013; SCHWARZKOPF et al., 2010). Estes fatores são bastante característicos nas Florestas Montanas do Domínio Atlântico, principalmente, quando comparadas

às florestas de altitudes menos elevadas (BERTONCELLO et al., 2011; FRANÇA; STEHMANN, 2004; MEIRELES; SHEPHERD; KINOSHITA, 2008; NASCIMENTO; GIULIETTI; QUEIROZ, 2010), o que torna ainda mais relevante as condições verificadas, neste trabalho, ressaltando a importância ambiental da variação encontrada na vegetação amostrada.

## 6 CONCLUSÃO

De acordo com os resultados deste trabalho, é possível confirmar sua hipótese ecológica, pois foram constatadas significativas variações florísticas e estruturais na vegetação arbórea ao longo do gradiente altitudinal. Algumas características ambientais são importantes fatores dessa variação, como a diferença de fertilidade e acidez dos solos, responsável pela distinção entre as duas cotas altitudinais menos elevadas, situadas a 1000 m e a 1100 m, e as localizadas entre 1200 m e 1500 m a.n.m.

Além dessa variação, características geomorfológicas da encosta associadas à variação altitudinal, também, atuam sobre a vegetação e proporcionam a diversificação de habitats. A umidade, constante na maioria das cotas, em razão da proximidade de cursos de água ou à nebulosidade, também, tem importante papel, até mesmo como agente diferencial quanto às florestas tipicamente estacionais situadas em menores altitudes. Outros fatores, como antropização, posição no relevo, proximidade geográfica e interface, com diferentes fisionomias, também, são relevantes.

Com isso, pode ser ressaltado o caráter de heterogeneidade ambiental da área estudada, o que reflete diretamente sobre a sua vegetação arbórea. Além dos fatores diretos e indiretos vinculados à altitude, a grande diversidade de ambientes culmina na formação de distintos habitats, com distintas composições, distintas estruturas e, conseqüentemente, distintas expressões fisionômicas, o que faz com que a vegetação avaliada seja vista como de grande importância ecológica por causa de sua variação, integridade e representatividade.

## REFERÊNCIAS

- AB'SÁBER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. 2. ed. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.
- ACHARYA, K. P.; VETAAS, O. R.; BIRKS, H. J. B. Orchid species richness along Himalayan elevational gradients. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 38, n. 9, p. 1821-1833, Sept. 2011.
- ADAMS, J. **Vegetation-climate interaction: how plants make the global environment**. 2. ed. Chichester: Springer Praxis Books, 2010.
- AH-PENG, C. et al. Bryophyte diversity and range size distribution along two altitudinal gradients: continent vs. island. **Acta Oecologica**, Montrouge, v. 42, p. 58-65, July 2012.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP III. An update of Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 161, n. 2, p. 105-121, Oct. 2009.
- AYRES, M. et al. **Bioestat: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biomédicas: versão 5.0**. Belém: Sociedade Civil Mamirauá, 2007.
- BATAGHIN, F. A.; PIRES, J. S. R.; BARROS, F. Epifitismo vascular em sítios de borda e interior em Floresta Estacional Semidecidual no Sudeste do Brasil. **Hoehnea**, São Paulo, v. 39, n. 2, p. 235-245, jun. 2012.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.
- BELLINGHAM, P. J.; SPARROW, A. D. Multi-stemmed trees in montane rain forests: their frequency and demography in relation to elevation, soil nutrients and disturbance. **Journal of Ecology**, London, v. 97, n. 3, p. 472-483, May 2009.
- BERBARA, R. L. L.; SOUZA, F. A.; FONSECA, H. M. A. C. Fungos micorrízicos arbusculares: muito além da nutrição. In: FERNANDES, M. S. (Ed.). **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. Cap. 3, p. 53-88.

BERTONCELLO, R. et al. A phytogeographic analysis of cloud forests and other forest subtypes amidst the Atlantic forests in south and southeast Brazil. **Biodiversity and Conservation**, Amsterdam, v. 20, n. 14, p. 3413-3433, Dec. 2011.

BLUM, C. T.; RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F. Composição florística e distribuição altitudinal de epífitas vasculares da Floresta Ombrófila Densa na Serra da Prata, Morretes, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, São Paulo, v. 11, n. 4, p. 141-149, out. 2011.

BLUNDO, C. et al. Tree species distribution in Andean forests: influence of regional and local factors. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 28, n. 1, p. 83-95, Jan. 2012.

BOTREL, R. T. et al. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutural da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 2, p. 195-213, jun. 2002.

BRASIL. Lei n. 11428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 26 dez. 2006. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2004-2006/2006/lei/11428.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/11428.htm)>. Acesso em: 27 jan. 2014.

BRASIL. Ministério da Agricultura e da Reforma Agrária. Departamento Nacional de Meteorologia. **Normais climatológicas: 1961-1990**. Brasília: INMET, 1992.

BRASIL. Ministério das Minas e Energia, Secretaria Geral. **Mapa Geomorfológico, levantamento de recursos naturais: volume 32**. Brasília: IBGE, 1983. Escala 1:1000000.

BRASIL. Secretaria de Planejamento da Presidência da República. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Carta topográfica Minduri**. Brasília: IBGE, 1975. Escala 1:50000.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field and laboratory methods for general ecology**. 2. ed. Dubuque: W.M.C. Brow, 1984.

BROWN, S.; LUGO, A. E. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 6, n. 1, p. 1-32, Jan./Feb. 1990.

BUDKE, J. C. et al. Bamboo dieback and tree regeneration responses in a subtropical forest of South America. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 260, n. 8, p. 1345-1349, Sept. 2010.

CACH-PÉREZ, M. J. et al. Climatic and structural factors influencing epiphytic bromeliad community assemblage along a gradient of water-limited environments in the Yucatan Peninsula, Mexico. **Tropical Conservation Science**, Menlo Park, v. 6, n. 1, p. 283-302, Mar. 2013.

CÂMARA, I. G. Brief history of conservation in the Atlantic forest. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Ed.). **The Atlantic Forest of South America**. Washington: Center for Applied Biodiversity Science, 2003. p. 31-42.

CAMPOS, J. C.; LANDGRAF, P. R. C. Análise da regeneração natural de espécies florestais em matas ciliares de acordo com a distância da margem do lago. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 11, n. 2, p. 143-151, jul./dez. 2001.

CARVALHO, D. A. de et al. Variações florísticas e estruturais do componente arbóreo de uma floresta ombrófila alto-montana às margens do rio Grande, Bocaina de Minas, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 19, n. 1, p. 91-109, jan./mar. 2005.

CARVALHO, F. A.; NASCIMENTO, M. T. Estrutura diamétrica da comunidade e das principais populações arbóreas de um remanescente de Floresta Atlântica submontana (Silva Jardim-RJ). **Revista Árvore**, Viçosa, v. 33, n. 2, p. 327-337, mar./abr. 2009.

CARVALHO, L. M. T.; FONTES, M. A. L.; OLIVEIRA FILHO, A. T. Tree species distribution in canopy gaps and mature forest in an area of cloud forest of the Ibitipoca Range, south-eastern Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 149, n. 1; p. 9-22, July 2000.

CARVALHO, M. A. **Eficiência de dispersantes na análise textural de materiais de solos com horizontes B latossólico e B textural**. 1985. 79 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1985.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**: volume 1. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2003.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**: volume 2. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2006.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**: volume 2. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008.

CARVALHO, W. A. C. et al. Variação espacial da estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua em Piedade do Rio Grande, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 2, p. 315-335, abr./jun. 2007.

CHRISTOPHERSON, R. W. **Geossistemas**: uma introdução à geografia física. 7. ed. Porto Alegre: Bookman, 2012.

COLWELL, R. K. **EstimateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples: version 9.1. Storrs: University of Connecticut, 2013. Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>>. Acesso em: 03 dez. 2013.

CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, Washington, v. 199, n. 4335, p. 1302-1310, Mar. 1978.

CONNELL, J. H.; SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, Chicago, v. 111, n. 982, p. 1119-1140, Nov./Dec. 1977.

CONTI, J. B.; FURLAN, S. A. Geoecologia: o clima, os solos e a biota. In: ROSS, J. L. S. (Org.). **Geografia do Brasil**. 6. ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2009. p. 67-208.

COX, C. B.; MOORE, P. D. **Biogeografia**: uma abordagem ecológica e evolucionária. 7. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2011.

DALANESI, P. A.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Flora e estrutura do componente arbóreo da floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras, MG, e correlações entre a distribuição das espécies e variáveis ambientais. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 18, n. 4, p. 737-757, out./dez. 2004.

DEAN, W. **A ferro e fogo**: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. São Paulo: Companhia das Letras, 1996.

DENSLOW, J. S. Patterns of plant diversity during succession under different disturbances regimes. **Oecologia**, Berlin, v. 46, n. 1, p. 18-21, July 1980.

DIAS, L. E.; FRANCO, A. A.; CAMPELLO, E. F. C. Fertilidade do solo e seu manejo em áreas degradadas. In: NOVAIS, R. F. et al. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. Cap. 17, p. 955-990.

DRUMMOND, G. M. et al. **Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para a sua conservação**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005.

DUFOUR, A. et al. Plant species richness and environmental heterogeneity in a mountain landscape: effects of variability and spatial configuration. **Ecography**, Copenhagen, v. 29, n. 4, p. 573-584, Aug. 2006.

DURIGAN, G. Estrutura e diversidade de comunidades florestais. In: MARTINS, S. V. **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Viçosa: Editora da UFV, 2009. Cap. 6, p. 185-215.

DURIGAN, G. et al. Estádio sucessional e fatores geográficos como determinantes da similaridade florística entre comunidades florestais no Planalto Atlântico, Estado de São Paulo, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 22, n. 1, p. 51-62, jan./mar. 2008.

DURIGAN, G. Métodos para análise de vegetação arbórea. In: CULLEN JUNIOR, L.; RUDRAN, R.; PADUA, C. V. (Ed.). **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Editora da UFPR, 2004. p. 455-480.

DYMYTROVA, L. et al. Topographic and forest-stand variables determining epiphytic lichen diversity in the primeval beech forest in the Ukrainian Carpathians. **Biodiversity and Conservation**, Amsterdam, v. 23, n. 6, p. 1367-1394, June 2014.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 1997.

FERREIRA JÚNIOR, W. G. et al. Composição florística da vegetação arbórea de um trecho de Floresta Estacional Semidecídua em Viçosa, Minas Gerais, e espécies de maior ocorrência na região. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 6, p. 1121-1130, nov./dez. 2007.

FERREIRA JÚNIOR, W. G.; SCHAEFER, C. E. G. R.; SILVA, A. F. Uma visão pedogeomorfológica sobre as formações florestais da Mata Atlântica. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Viçosa: Editora da UFV, 2009. Cap. 4, p. 109-142.

FOCHO, D. A. et al. A study of the distribution and diversity of the Family Orchidaceae on some selected lava flows of Mount Cameroon. **African Journal of Environmental Science and Technology**, Lagos, v. 4, n. 5, p. 263-273, May 2010.

FONTES, M. A. L. **Análise da composição florística das florestas nebulares do Parque Estadual do Ibitipoca**. 1997. 50 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1997.

FOURNIER, L. A. Un metodo cuantitativo para la medición de características fenológicas en arboles. **Turrialba**, San José, v. 24, n. 4, p. 422-423, Oct./Dec. 1974.

FRANÇA, G. S.; STEHMANN, J. R. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de uma floresta altimontana no município de Camanducaia, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 27, n. 1, p. 19-30, jan./mar. 2004.

FURTINI NETO, A. E. et al. **Fertilidade do solo**. Lavras: Editora da UFLA, 2001.

GADELHA NETO, P. C.; BARBOSA, M. R. V. Angiospermas trepadeiras, epífitas e parasitas da mata do buraquinho, João Pessoa, Paraíba. **Revista Nordestina de Biologia**, João Pessoa, v. 21, n. 1, p. 81-92, 2012.

GENTILI, R. et al. Geomorphological disturbance affects ecological driving forces and plant turnover along an altitudinal stress gradient on alpine slopes. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 214, n. 4, p. 571-586, Apr. 2013.

GENTRY, A. H. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. **Annals of the Missouri Botanic Garden**, Saint Louis, v. 75, n. 1, p. 1-34, 1988.

GENTRY, A. H. **Four neotropical rain forests**. London: Yale University Press, 1990.

GENTRY, A. H. Patterns of diversity and floristic composition in neotropical montane forest. In: CHURCHILL, S. P. et al. (Ed.). **Biodiversity and conservation of neotropical montane forest**. New York: The New York Botanical Garden Press, 1995. p. 103-126.

GENTRY, A. H. Patterns of neotropical plant species diversity. **Evolutionary Biology**, Springer, v. 15, p. 1-84, 1982.

GHAZOUL, J.; SHEIL, D. **Tropical rain forest**: ecology, diversity, and conservation. Oxford: Oxford University Press, 2010.

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

GUILHERME, F. A. G.; MORELLATO, L. P. C.; ASSIS, M. A. Horizontal and vertical tree community structure in a lowland Atlantic Rain Forest, Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 27, n. 4, p. 725-737, out./dez. 2004.

GUREVITCH, J.; SCHEINER, S. M.; FOX, G. A. **Ecologia vegetal**. 2. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009.

HÄGER, A. The effect of climate and soil conditions on tree species turnover in a tropical montane cloud forest in Costa Rica. **Revista de Biología Tropical**, San José, v. 58, n. 4, p. 1489-1506, Dec. 2010.

HÄGER, A.; DOHRENBUSCH, A. Hydrometeorology and structure of tropical montane cloud forests under contrasting biophysical conditions in north-western Costa Rica. **Hydrological Processes**, Hoboken, v. 25, n. 3, p. 392-401, Jan. 2011.

HAMILTON, L. S.; JUVIK, J. O.; SCATENA, F. N. The Puerto Rico tropical cloud forest symposium: introduction and workshop synthesis. In: HAMILTON, L. S.; JUVIK, J. O.; SCATENA, F. N. (Ed.). **Tropical montane cloud forest**. New York: Springer-Verlag, 1995. p. 1-23.

HAMMER, Ø. **Past**: paleontological statistics: version 3.0. Oslo: Natural History Museum, 2013.

HERNÁNDEZ, L. et al. Changes in structure and composition of evergreen forests on an altitudinal gradient in the Venezuelan Guayana Shield. **Revista de Biología Tropical**, San José, v. 60, n. 1, p. 11-33, Mar. 2012.

HOMEIER, J. et al. Tree diversity, forest structure and productivity along altitudinal and topographical gradients in a species-rich Ecuadorian Montane Rain Forest. **Biotropica**, Washington, v. 42, n. 2, p. 140-148, Mar. 2010.

HOPE, A. C. A. A simplified Monte Carlo significance test procedure. **Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)**, London, v. 30, n. 3, p. 582-598, July 1968.

HUGGETT, R. J. **Geocology: an evolutionary approach**. New York: Routledge, 1995.

IMAI, N. et al. Effects of selective logging on tree species diversity and composition of Bornean tropical rain forests at different spatial scales. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 213, n. 9, p. 1413-1424, Sept. 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS APLICADAS. **Estado de Minas Gerais: microrregiões do IBGE**. Belo Horizonte: IGA, 2010. 1 Mapa.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Unidade de planejamento e gestão de recursos hídricos do Alto Rio Grande – GD1**. Belo Horizonte: IGAM, 2010. 1 Mapa.

IVANAUSKAS, N. M.; ASSIS, M. C. Formações florestais brasileiras. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Viçosa: Editora da UFV, 2009. Cap. 3, p. 74-108.

KENT, M.; COKER, P. **Vegetation description and analysis: a practical approach**. London: Belhaven Press, 1992.

KHARUK, V. I. et al. Spatial distribution and temporal dynamics of high-elevation forest stands in southern Siberia. **Global Ecology and Biogeography**, Amsterdam, v. 19, n. 6, p. 822-830, Nov. 2010.

KLUGE, J.; KESSLER, M. Influence of niche characteristics and forest type on fern species richness, abundance and plant size along an elevational gradient in Costa Rica. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 212, n. 7, p. 1109-1121, July 2011.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Klimate der Erde**. Gotha: Verlag Justus Perthes, 1928. 1 Wall-Map. Disponível em: <<http://koeppen-geiger.vu-wien.ac.at/>>. Acesso em: 07 jan. 2014.

KRAFT, N. J. B. et al. Disentangling the drivers of  $\beta$  diversity along latitudinal and elevational gradients. **Science**, Washington, v. 333, n. 6050, p. 1755-1758, Sept. 2011.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. Menlo Park: Benjamin Cummings, 1999.

KRÖMER, T. et al. Effects of altitude and climate in determining elevational plant species richness patterns: a case study from Los Tuxtlas, Mexico. **Flora**, Haale, v. 208, n. 3, p. 197-210, Mar. 2013.

LENOIR, J. et al. A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. **Science**, Washington, v. 320, n. 5884, p. 1768-1771, June 2008.

LIEBERMAN, D. et al. Tropical forest structure and composition on a large-scale altitudinal gradient in Costa Rica. **Journal of Ecology**, London, v. 84, n. 2, p. 137-152, abr. 1996.

LIPPOK, D. et al. Topography and edge effects are more important than elevation as drivers of vegetation patterns in a neotropicalmontane forest. **Journal of Vegetation Science**, Hoboken, v. 25, n. 3, p. 724-733, May 2014.

LORTIE, C. J. et al. Rethinking plant community theory. **Oikos**, Copenhagen, v. 107, n. 3, p. 433-438, Mar. 2004.

MAGNAGO, L. F. S. et al. Variações estruturais e características edáficas em diferentes estádios sucessionais de floresta ciliar em tabuleiro, ES. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 3, p. 445-456, maio/jun. 2011.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurements**. Princeton: Princeton University Press, 1988.

MAIO, C. R. **Geomorfologia do Brasil**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 1980.

- MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 2006.
- MARMONTEL, C. V. F. et al. Caracterização da vegetação secundária do bioma Mata Atlântica com base em sua posição na paisagem. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 29, n. 6, p. 2042-2052, nov./dez. 2013.
- MARQUES NETO, R. As paisagens quartzíticas do planalto do alto Rio Grande: relações entre rocha-relevo-solo-vegetação na Serra de Carrancas (MG). **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 13, n. 41, p. 263-281, mar. 2012.
- MARTIN, P. H.; FAHEY, T. J.; SHERMAN, R. E. Vegetation zonation in a neotropical montane forest: environment, disturbance and ecotones. **Biotropica**, Washington, v. 43, n. 5, p. 533-543, Sept. 2011.
- MARTINS, S. V. et al. Caracterização do dossel e do estrato de regeneração natural do sub-bosque e em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 4, p. 759-767, jul./ago. 2008.
- MARTINS, S. V. et al. Sucessão ecológica: fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Viçosa: Editora da UFV, 2009. Cap. 1, p. 21-51.
- MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD**: multivariate analysis of ecological data: version 5.1. Glendon Beach: MjM Software Design, 2006. 1 CD ROM.
- MEIRELES, L. D.; SHEPHERD, G. J.; KINOSHITA, L. S. Variações na composição florística e na estrutura fitossociológica de uma floresta ombrófila densa altomontana na Serra da Mantiqueira, Monte Verde, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 31, n. 4, p. 559-574, out./dez. 2008.
- MORIM, M. P. Leguminosae arbustivas e arbóreas da Floresta Atlântica do Parque Nacional do Itatiaia, Sudeste do Brasil: padrões de distribuição. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 57, n. 1, p. 27-45, jan./mar. 2006.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1974.
- NASCIMENTO, F. H. F.; GIULIETTI, A. M.; QUEIROZ, L. P. Diversidade arbórea das florestas alto montanas no Sul da Chapada Diamantina, Bahia,

Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 24, n. 3, p. 674-685. jul./set. 2010.

NEWTON, A. C. **Forest ecology and conservation**. Oxford: Oxford University Press, 2007.

OLIVEIRA FILHO, A. T. **Catálogo das árvores nativas de Minas Gerais: mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais**. Lavras: Editora da UFLA, 2006.

OLIVEIRA FILHO, A. T. de et al. Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 10, n. 4, p. 483-508, Nov. 1994a.

OLIVEIRA FILHO, A. T. et al. Comparison of the woody flora and soils of six areas of montane semideciduous forest in southern Minas Gerais, Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 51, n. 3, p. 355-389, Nov. 1994b.

OLIVEIRA FILHO, A. T. et al. Variações estruturais do compartimento arbóreo de uma floresta semidecídua altimontana na Chapada das Perdizes, Carrancas, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 27, n. 2, p. 291-309, abr./jun. 2004.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; FLUMINHAN FILHO, M. Ecologia da vegetação do Parque Florestal Quedas do Rio Bonito. **Cerne**, Lavras, v. 5, n. 2, p. 51-64, jul. 1999.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, Washington, v. 32, n. 4b, p. 793-810, Dec. 2000.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; MACHADO, J. N. M. Composição florística de uma floresta semidecídua montana, na Serra de São José, Tiradentes, Minas Gerais. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 7, n. 2, p. 71-88, dez. 1993.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; MELLO, J. M.; SCOLFORO, J. R. S. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period: 1987-1992. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 131, n. 1, p. 45-66, July 1997.

OMEJA, P. A. et al. Intensive tree planting facilitates tropical forest biodiversity and biomass accumulation in Kibale National Park, Uganda. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, n. 3, p. 703-709, Feb. 2011.

PENDRY, C. A.; PROCTOR, J. Altitudinal zonation of rain forest on Bukit Belalong, Brunei: soils, forest structure and floristics. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 13, n. 2, p. 221-241, Mar. 1997.

PEREIRA, I. M. et al. Composição florística do componente arbóreo de cinco remanescentes florestais do Maciço do Itatiaia, Minas Gerais e Rio de Janeiro. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 57, n. 1, p. 103-126, jan./mar. 2006.

PEREIRA, J. A. A. **Efeitos dos impactos ambientais e da heterogeneidade ambiental sobre a diversidade e estrutura da comunidade arbórea de 20 fragmentos de florestas semidecíduas da região do Alto Rio Grande, Minas Gerais**. 2003. 156 p. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.

PEREIRA, J. A. A.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; LEMOS-FILHO, J. P. Environmental heterogeneity and disturbance by humans control much of the tree species diversity of fragments of tropical montane seasonal forests in SE Brazil. **Biodiversity and Conservation**, Amsterdam, v. 16, n. 6, p. 1761-1784, June 2007.

PIFANO, D. S. **Ecologia da vegetação arbórea de um sistema de corredor natural e comparação com sistemas de corredores antrópicos em Minas Gerais**. 2011. 106 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

RAMESH, B. R. et al. Mesoscale patterns in the floristic composition of forests in the Central Western Ghats of Karnataka, India. **Biotropica**, Washington, v. 42, n. 4, p. 435-443, July 2010.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (Ed.). **Biodiversity hotspots**. Berlin: Springer-Verlag, 2011. Cap. 21, p. 405-434.

RICHTER, M. Tropical mountain forests: distribution and general features. In: GRADSTEIN, S. R.; HOMEIER, J.; GANSERT, D. **The tropical mountain forest: patterns and processes in a biodiversity hotspot: volume 2**. Göttingen: Universitätsverlag Göttingen, 2008. Cap. 1, p. 7-24.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. 5. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2003.

RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil**: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural, 1997.

ROCHELLE, A. L. C.; CIELO-FILHO, R. C.; MARTINS, F. R. Florística e estrutura de um trecho de Floresta Ombrófila Densa Atlântica Submontana no Parque Estadual da Serra do Mar, em Ubatuba/SP, Brasil. **Biota Neotropica**, São Paulo, v. 11, n. 2, p. 337-346, abr. 2011.

RODELA, L. G.; TARIFA, J. R. O clima da serra do Ibitipoca, sudeste de Minas Gerais. **GEOUSP Espaço e Tempo**, São Paulo, n. 11, p. 101-113, 2002.

RODRIGUES, L. A. et al. Efeitos de solos e topografia sobre a distribuição de espécies arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual, em Luminárias, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 1, p. 25-35, jan./fev. 2007.

RODRIGUES, R. R. et al. Estudo florístico e fitossociológico em um gradiente altitudinal de mata estacional mesófila semidecídua, na Serra do Japi, Jundiá, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 12, n. 1-2, p. 71-84, 1989.

ROSSIELLO, R. O. P.; JACOB NETTO, J. Toxidez de alumínio em plantas: novos enfoques para um velho problema. In: FERNANDES, M. S. (Ed.). **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. Cap. 15, p. 375-418.

SALDARRIAGA, J. G.; UHL, C. Recovery of forest vegetation following slash-and-burn agriculture in the upper rio Negro. In: GOMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T. C.; HADLEY, M. (Ed.). **Tropical rain forest: regeneration and management**. New York: Blackwell, 1991. p. 303-312.

SANCHEZ, M. et al. Changes in tree community composition and structure of Atlantic rain forest on a slope of the Serra do Mar range, southeastern Brazil, from near sea level to 1000 m of altitude. **Flora**, Halle, v. 208, n. 3, p. 184-196, Mar. 2013.

SANTOS, S. C. dos; BUDKE, J. C.; MULLER, A. Regeneração de espécies arbóreas sob a influência de *Merostachys multiramea* Hack. (Poaceae) em uma floresta subtropical. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 26, n. 1, p. 218-229, jan./mar. 2012.

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

SCHAEFER, C. E. G. R. et al. Relações solo-vegetação em alguns ambientes brasileiros: fatores edáficos e florística. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Viçosa: Editora da UFV, 2009. Cap. 5, p. 143-184.

SCHEER, M. B.; MOCOCHINSKI, A. Y.; RODERJAN, C. V. Estrutura arbórea da Floresta Ombrófila Densa Altomontana de serras do Sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 25, n. 4, p. 735-750, out./dez. 2011.

SCHWARZKOPF, T. et al. Are cloud forest tree structure and environment related in the Venezuelan Andes? **Austral Ecology**, Melbourne, v. 36, n. 3, p. 280-289, May 2010.

SCUDELLER, V. V.; MARTINS, F. R.; SHEPHERD, G. J. Distribution and abundance of arboreal species in the atlantic ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 152, n. 2, p.185-199, Feb. 2001.

SLIK, J. W. F. et al. Environmental correlates of tree biomass, basal area, wood specific gravity and stem density gradients in Borneo's tropical forests. **Global Ecology and Biogeography**, Amsterdam, v. 19, n. 1, p. 50-60, Jan. 2010.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. G. **Biometry**: the principles and practice of statistics in biological research. 3. ed. New York: W. H. Freeman, 1995.

SOUSA, D. M. G. de; MIRANDA, L. G. de; OLIVEIRA, S. A. de. Acidez do solo e sua correção. In: NOVAIS, R. F. et al. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. Cap. 5, p. 205-274.

STADTMÜLLER, T. **Cloud forests in the humid tropics**: a bibliographic review. Costa Rica: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, 1987.

STEEGE, H. T.; HAMMOND, D. S. Character convergence, diversity, and disturbance in tropical rain forest in Guyana. **Ecology**, Durham, v. 82, n. 11, p. 3197-3212, Nov. 2001.

SUNDQVIST, M. K.; SANDERS, N. J.; WARDLE, D. A. Community and ecosystem responses to elevational gradients: processes, mechanisms, and insights for global change. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 44, p. 261-80, 2013.

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, Washington, v. 75, n. 1-2, p. 81-86, May 1988.

SZTUTMAN, M.; RODRIGUES, R. R. O mosaico vegetacional numa área de floresta contínua de planície litorânea, Parque Estadual da Campina do Encantado, Pariquera-Açu, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 2, p. 161-176, jun. 2002.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma Floresta Tropical Montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, São Paulo, v. 59, n. 2, p. 239-250, abr./jun. 1999.

UHL, C.; MURPHY, P. G. Composition, structure, and regeneration of a tierra firme forest in the Amazon Basin of Venezuela. **Tropical Ecology**, Varanasi, v. 22, n. 2, p. 219-237, July 1981.

VALENTE, A. S. M. et al. Composição, estrutura e similaridade florística da Floresta Atlântica, na Serra Negra, Rio Preto-MG. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 62, n. 2, p. 321-340, abr./ju. 2011.

VAN MANTGEM, P. J. et al. Widespread increase of tree mortality rates in the Western United States. **Science**, Washington, v. 323, n. 5913, p. 521-524, Jan. 2009.

VASCONCELOS, M. F. O que são campos rupestres e campos de altitude nos topos de montanha do Leste do Brasil? **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 34, n. 2, p. 241-246, abr./jun. 2011.

VÁZQUEZ, J. A.; GIVNISH, T. J. Altitudinal gradients in tropical forest composition, structure, and diversity in the Sierra de Manantlán. **Journal of Ecology**, London, v. 86, n. 6, p. 999-1020, Dec. 1998.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991.

VITOUSEK, P. M. The structure and functioning of montane tropical forests: control by climate, soils, and disturbance. **Ecology**, Durham, v. 79, n. 1, p. 1-2, Jan. 1998.

WEAVER, P. L. The Colorado and Dwarf Forests of Puerto Rico's Luquillo Mountains. In: LUGO, A. E.; LOWE, C. (Ed.). **Tropical forests: management and ecology: volume 112**. New York: Springer-Verlag, 1995. p. 109-141.

WEBSTER, G. L. The panorama of neotropical cloud forests. In: CHURCHILL, S. P. et al. (Ed.). **Biodiversity and conservation of neotropical montane forest**. New York: The New York Botanical Garden Press, 1995. p. 53-77.

WHEELWRIGHT, N. T. Competition for dispersers, and the timing of flowering and fruiting in a guild of tropical trees. **Oikos**, Copenhagen, v. 44, n. 3, p. 465-477, Dec. 1985.

WHITMORE, T. C. **An introduction to tropical rain forests**. 2. ed. Oxford: Oxford University Press, 1998.

WILLIAMS-LINERA, G.; LOREA, F. Tree species diversity driven by environmental and anthropogenic factors in tropical dry forest fragments of central Veracruz, Mexico. **Biodiversity and Conservation**, Amsterdam, v. 18, n. 12, p. 3269-3293, Nov. 2009.

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

YAMAMOTO, L. F.; KINOSHITA, L. S.; MARTINS, F. R. Florística dos componentes arbóreo e arbustivo de um trecho da Floresta Estacional Semidecídua Montana, município de Pedreira, estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, n. 1, p. 191-202, jan./mar. 2005.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 4. ed. New Jersey: Prentice-Hall, 1999.

ZONTA, E. et al. O sistema radicular e suas interações com o ambiente edáfico. In: FERNANDES, M. S. (Ed.). **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. Cap. 2, p. 7-52.

## APÊNDICES

### APÊNDICE A – Tabela de mensuração de variáveis ambientais complementares e sua respectiva pontuação

A MEIO FÍSICO																															
A1 Declividade																															
<b>Cota</b>	<b>1000m</b>					1100m					<b>1200m</b>					1300m					<b>1400m</b>					1500m					
<b>Parcela</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	6	7	8	9	10	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>15</b>	16	17	18	19	20	<b>21</b>	<b>22</b>	<b>23</b>	<b>24</b>	<b>25</b>	26	27	28	29	30	
<b>Nota</b>	3	3	2	2	4	3	3	4	3	4	2	2	2	2	1	2	1	1	2	1	1	1	1	3	1	2	2	2	3	2	2
A2 Afloramentos de rocha																															
<b>Cota</b>	<b>1000m</b>					1100m					<b>1200m</b>					1300m					<b>1400m</b>					1500m					
<b>Ponto</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	6	7	8	9	10	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>15</b>	16	17	18	19	20	<b>21</b>	<b>22</b>	<b>23</b>	<b>24</b>	<b>25</b>	26	27	28	29	30	
<b>Nota</b>	1	2	1	3	2	1	1	1	1	2	1	1	1	0	0	1	0	0	2	1	1	0	1	1	2	2	2	2	3	2	2
A3 Proximidade de curso de água																															
<b>Cota</b>	<b>1000m</b>					1100m					<b>1200m</b>					1300m					<b>1400m</b>					1500m					
<b>Ponto</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	6	7	8	9	10	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>15</b>	16	17	18	19	20	<b>21</b>	<b>22</b>	<b>23</b>	<b>24</b>	<b>25</b>	26	27	28	29	30	
<b>Nota</b>	3	3	4	4	0	0	0	0	0	0	3	4	4	3	2	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	0	0	3	0	0	0
A4 Sujeição a alagamentos																															
<b>Cota</b>	<b>1000m</b>					1100m					<b>1200m</b>					1300m					<b>1400m</b>					1500m					
<b>Ponto</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	6	7	8	9	10	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>15</b>	16	17	18	19	20	<b>21</b>	<b>22</b>	<b>23</b>	<b>24</b>	<b>25</b>	26	27	28	29	30	
<b>Nota</b>	0	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

“APÊNDICE A, continua”

<b>A MEIO FÍSICO</b>																																			
A5 Umidade																																			
<b>Cota</b>	<b>1000m</b>					<b>1100m</b>					<b>1200m</b>					<b>1300m</b>					<b>1400m</b>					<b>1500m</b>									
<b>Ponto</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>15</b>	<b>16</b>	<b>17</b>	<b>18</b>	<b>19</b>	<b>20</b>	<b>21</b>	<b>22</b>	<b>23</b>	<b>24</b>	<b>25</b>	<b>26</b>	<b>27</b>	<b>28</b>	<b>29</b>	<b>30</b>					
<b>Nota</b>	4	3	4	4	3	2	3	3	3	3	4	4	4	3	3	1	1	1	1	1	2	3	3	3	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
A6 Exposição a ventos																																			
<b>Cota</b>	<b>1000m</b>					<b>1100m</b>					<b>1200m</b>					<b>1300m</b>					<b>1400m</b>					<b>1500m</b>									
<b>Ponto</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>15</b>	<b>16</b>	<b>17</b>	<b>18</b>	<b>19</b>	<b>20</b>	<b>21</b>	<b>22</b>	<b>23</b>	<b>24</b>	<b>25</b>	<b>26</b>	<b>27</b>	<b>28</b>	<b>29</b>	<b>30</b>					
<b>Nota</b>	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	1	1	1	2	2	3	3	3	4	2	2	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2
<b>B MEIO BIÓTICO</b>																																			
B1 Densidade de bambus																																			
<b>Cota</b>	<b>1000m</b>					<b>1100m</b>					<b>1200m</b>					<b>1300m</b>					<b>1400m</b>					<b>1500m</b>									
<b>Ponto</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>15</b>	<b>16</b>	<b>17</b>	<b>18</b>	<b>19</b>	<b>20</b>	<b>21</b>	<b>22</b>	<b>23</b>	<b>24</b>	<b>25</b>	<b>26</b>	<b>27</b>	<b>28</b>	<b>29</b>	<b>30</b>					
<b>Nota</b>	2	2	1	1	4	4	0	1	1	1	4	4	4	4	4	2	3	3	2	1	2	1	2	4	3	1	3	3	2	3					
B2 Densidade de bromélias																																			
<b>Cota</b>	<b>1000m</b>					<b>1100m</b>					<b>1200m</b>					<b>1300m</b>					<b>1400m</b>					<b>1500m</b>									
<b>Ponto</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>15</b>	<b>16</b>	<b>17</b>	<b>18</b>	<b>19</b>	<b>20</b>	<b>21</b>	<b>22</b>	<b>23</b>	<b>24</b>	<b>25</b>	<b>26</b>	<b>27</b>	<b>28</b>	<b>29</b>	<b>30</b>					
<b>Nota</b>	1	1	1	1	1	0	0	1	1	0	2	2	2	1	1	0	0	0	1	1	4	2	3	1	4	4	1	3	2	2					

“APÊNDICE A, continua”

<b>B MEIO BIÓTICO</b>																																
B3 Densidade de orquídeas																																
<b>Cota</b>	<b>1000m</b>					1100m					<b>1200m</b>					1300m					<b>1400m</b>					1500m						
<b>Ponto</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	6	7	8	9	10	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>15</b>	16	17	18	19	20	<b>21</b>	<b>22</b>	<b>23</b>	<b>24</b>	<b>25</b>	26	27	28	29	30		
<b>Nota</b>	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	2	1	1	1	1
B4 Densidade de briófitas																																
<b>Cota</b>	<b>1000m</b>					1100m					<b>1200m</b>					1300m					<b>1400m</b>					1500m						
<b>Ponto</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	6	7	8	9	10	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>15</b>	16	17	18	19	20	<b>21</b>	<b>22</b>	<b>23</b>	<b>24</b>	<b>25</b>	26	27	28	29	30		
<b>Nota</b>	3	2	2	3	2	1	1	3	2	2	3	4	4	2	3	1	2	3	2	2	3	3	3	2	3	3	3	3	3	4		
B5 Densidade de líquens																																
<b>Cota</b>	<b>1000m</b>					1100m					<b>1200m</b>					1300m					<b>1400m</b>					1500m						
<b>Ponto</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	6	7	8	9	10	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>15</b>	16	17	18	19	20	<b>21</b>	<b>22</b>	<b>23</b>	<b>24</b>	<b>25</b>	26	27	28	29	30		
<b>Nota</b>	2	2	3	2	2	2	2	2	3	2	2	3	3	2	3	1	2	3	2	1	2	2	2	1	3	3	3	3	4	3		
B6 Densidade de cipós																																
<b>Cota</b>	<b>1000m</b>					1100m					<b>1200m</b>					1300m					<b>1400m</b>					1500m						
<b>Ponto</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	6	7	8	9	10	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>15</b>	16	17	18	19	20	<b>21</b>	<b>22</b>	<b>23</b>	<b>24</b>	<b>25</b>	26	27	28	29	30		
<b>Nota</b>	2	3	2	2	2	2	3	3	2	3	2	2	2	2	2	1	1	1	2	2	1	2	2	3	1	1	2	2	2	2		

“APÊNDICE A, conclusão”

<b>C ANTROPIZAÇÃO</b>																																		
C1 Abundância de tocos cortados																																		
<b>Cota</b>	<b>1000m</b>					<b>1100m</b>					<b>1200m</b>					<b>1300m</b>					<b>1400m</b>					<b>1500m</b>								
<b>Ponto</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>15</b>	<b>16</b>	<b>17</b>	<b>18</b>	<b>19</b>	<b>20</b>	<b>21</b>	<b>22</b>	<b>23</b>	<b>24</b>	<b>25</b>	<b>26</b>	<b>27</b>	<b>28</b>	<b>29</b>	<b>30</b>				
<b>Nota</b>	1	1	1	1	1	1	1	1	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
C2 Abundância de trilhas																																		
<b>Cota</b>	<b>1000m</b>					<b>1100m</b>					<b>1200m</b>					<b>1300m</b>					<b>1400m</b>					<b>1500m</b>								
<b>Ponto</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>15</b>	<b>16</b>	<b>17</b>	<b>18</b>	<b>19</b>	<b>20</b>	<b>21</b>	<b>22</b>	<b>23</b>	<b>24</b>	<b>25</b>	<b>26</b>	<b>27</b>	<b>28</b>	<b>29</b>	<b>30</b>				
<b>Nota</b>	2	2	2	2	2	2	2	3	3	2	1	1	2	2	1	2	1	1	1	2	2	1	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	2	2
C3 Abundância de fezes de gado																																		
<b>Cota</b>	<b>1000m</b>					<b>1100m</b>					<b>1200m</b>					<b>1300m</b>					<b>1400m</b>					<b>1500m</b>								
<b>Ponto</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>15</b>	<b>16</b>	<b>17</b>	<b>18</b>	<b>19</b>	<b>20</b>	<b>21</b>	<b>22</b>	<b>23</b>	<b>24</b>	<b>25</b>	<b>26</b>	<b>27</b>	<b>28</b>	<b>29</b>	<b>30</b>				
<b>Nota</b>	1	1	2	1	1	2	2	2	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C4 Abundância de indícios de fogo																																		
<b>Cota</b>	<b>1000m</b>					<b>1100m</b>					<b>1200m</b>					<b>1300m</b>					<b>1400m</b>					<b>1500m</b>								
<b>Ponto</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>15</b>	<b>16</b>	<b>17</b>	<b>18</b>	<b>19</b>	<b>20</b>	<b>21</b>	<b>22</b>	<b>23</b>	<b>24</b>	<b>25</b>	<b>26</b>	<b>27</b>	<b>28</b>	<b>29</b>	<b>30</b>				
<b>Nota</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

**APÊNDICE B – Espécies arbóreas amostradas nas cotas altitudinais de uma Floresta Estacional Semidecidual  
localizada em Minduri, Minas Gerais, e suas respectivas densidades (DR) e dominâncias relativas (DoA)**

FAMÍLIA / ESPÉCIE	DR						DoR					
	1000	1100	1200	1300	1400	1500	1000	1100	1200	1300	1400	1500
Anacardiaceae												
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	0,00	0,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	2,16	1,12	0,77	2,08	0,24	0,00	2,51	0,88	0,25	3,47	0,36	0,00
Annonaceae												
<i>Amona cacans</i> Warm.	0,00	0,00	0,77	0,21	2,36	0,76	0,00	0,00	0,94	0,26	1,67	0,48
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	0,00	0,00	0,00	0,83	0,00	5,57	0,00	0,00	0,00	0,77	0,00	7,37
<i>Guatteria sellowiana</i> Schtdl.	0,36	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,44	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rollinia dolabripetala</i> (Raddi) R.E.Fr.	0,00	0,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rollinia laurifolia</i> Schtdl.	0,00	1,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,41	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rollinia sylvatica</i> (A.St.-Hil.) Mart.	5,76	1,12	0,77	0,00	0,00	0,00	3,97	1,07	1,07	0,00	0,00	0,00
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	0,00	0,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00
Apocynaceae												
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	0,36	1,69	1,54	10,81	9,20	1,77	0,04	1,98	6,47	25,28	16,37	1,49
<i>Aspidosperma spruceanum</i> Benth. ex Müll.Arg.	0,00	0,00	1,54	2,70	0,71	0,00	0,00	0,00	1,04	3,37	0,34	0,00
Aquifoliaceae												
<i>Ilex conocarpa</i> Reissek	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18
<i>Ilex sapotifolia</i> Reissek	0,00	0,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00

“APÊNDICE B, continua”

FAMÍLIA / ESPÉCIE	DR						DoR					
	1000	1100	1200	1300	1400	1500	1000	1100	1200	1300	1400	1500
Araliaceae												
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	0,36	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	0,00	0,00	1,54	0,62	2,59	3,80	0,00	0,00	1,64	0,61	5,23	10,46
Arecaceae												
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	0,00	0,00	5,41	0,00	1,18	0,00	0,00	0,00	0,76	0,00	1,44	0,00
<i>Geonoma brevispatha</i> Barb.Rodr.	0,00	0,00	0,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00
Asteraceae												
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	0,00	0,00	0,00	0,62	0,47	7,09	0,00	0,00	0,00	0,70	0,09	7,72
<i>Gochnatia paniculata</i> (Less.) Cabrera	0,36	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,04	0,00
Bignoniaceae												
<i>Handroanthus catarinensis</i> (A.H.Gentry) S.O.Grose	0,00	0,00	0,00	0,42	1,65	1,77	0,00	0,00	0,00	0,88	1,24	1,90
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	0,00	0,00	0,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,28	0,00	0,00	0,00
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	0,36	0,00	0,77	0,83	0,24	0,00	0,13	0,00	0,33	0,44	0,28	0,00
Boraginaceae												
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	0,72	1,40	2,32	1,66	1,65	0,00	0,44	2,00	1,88	1,40	4,17	0,00
Burseraceae												
<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	0,00	0,00	0,00	1,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,64	0,00	0,00
<i>Protium widgrenii</i> Engl.	1,80	0,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,98	1,20	0,00	0,00	0,00	0,00

“APÊNDICE B, continua”

FAMÍLIA / ESPÉCIE	DR						DoR						
	1000	1100	1200	1300	1400	1500	1000	1100	1200	1300	1400	1500	
Cannabaceae													
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	0,00	0,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Celastraceae													
<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek	6,47	3,65	0,00	0,00	0,00	0,25	2,89	1,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04
<i>Maytenus glazioviana</i> Loes.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,71	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,76	0,00	0,00
<i>Maytenus robusta</i> Reissek	0,00	0,00	0,00	2,49	0,71	0,00	0,00	0,00	0,00	3,60	0,60	0,00	0,00
<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek	1,44	0,56	0,00	1,87	0,47	0,00	0,64	0,08	0,00	1,28	0,74	0,00	0,00
Clusiaceae													
<i>Chrysochlamys saldanhae</i> (Engl.) Oliveira-Filho	2,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,51	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18
<i>Clusia criuva</i> Cambess.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,70
<i>Garcinia brasiliensis</i> Mart.	0,00	0,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cyatheaceae													
<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.	0,00	0,00	0,39	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,14	0,00	0,00
<i>Cyathea phalerata</i> Mart.	1,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,54	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Elaeocarpaceae													
<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	0,00	0,84	0,39	0,00	0,24	0,00	0,00	0,21	0,03	0,00	0,75	0,00	0,00
Euphorbiaceae													
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	0,00	0,00	0,39	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,04	0,00	0,00
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	0,00	0,00	1,93	0,00	0,94	5,06	0,00	0,00	5,86	0,00	1,98	10,36	0,00

“APÊNDICE B, continua”

FAMÍLIA / ESPÉCIE	DR						DoR					
	1000	1100	1200	1300	1400	1500	1000	1100	1200	1300	1400	1500
Euphorbiaceae												
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	1,08	1,40	0,00	0,21	0,00	0,00	1,07	3,97	0,00	0,15	0,00	0,00
<i>Croton urucurana</i> Baill.	1,08	0,00	0,39	1,87	1,65	0,00	2,45	0,00	0,20	2,72	4,32	0,00
<i>Manihot grahamii</i> Hook.	0,36	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. & Downs	3,96	1,69	5,79	0,00	0,00	0,00	1,10	0,52	1,10	0,00	0,00	0,00
Fabaceae												
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,75	0,00
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	0,72	0,28	0,00	0,21	0,00	0,00	0,20	1,06	0,00	0,05	0,00	0,00
<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,51	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20
<i>Dalbergia foliolosa</i> Benth.	0,00	0,00	0,00	0,83	0,71	0,76	0,00	0,00	0,00	0,33	0,19	1,03
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	0,00	0,00	0,00	0,21	0,47	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,14	0,00
<i>Dalbergia villosa</i> (Benth.) Benth.	0,00	0,00	0,00	0,42	0,47	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23	0,15	0,00
<i>Deguelia hatschbachii</i> A.M.G.Azevedo	0,00	1,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,20	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Inga ingoides</i> (Rich.) Willd.	0,36	2,53	0,00	0,00	0,00	0,25	1,00	3,49	0,00	0,00	0,00	0,64
<i>Inga striata</i> Benth.	0,36	0,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Inga vera</i> Willd.	0,00	0,00	0,00	0,62	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,26	0,00	0,00
<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby & J.W.Grimes	0,00	0,00	0,00	0,42	1,42	0,00	0,00	0,00	0,00	0,30	1,73	0,00

“APÊNDICE B, continua”

FAMÍLIA / ESPÉCIE	DR						DoR					
	1000	1100	1200	1300	1400	1500	1000	1100	1200	1300	1400	1500
Fabaceae												
<i>Machaerium nycitans</i> (Vell.) Benth.	1,44	0,84	0,39	0,00	0,00	0,00	3,14	1,42	0,07	0,00	0,00	0,00
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	1,44	4,78	0,00	0,00	0,00	0,00	1,43	4,88	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	0,00	0,84	0,00	2,70	0,00	0,00	0,00	1,03	0,00	5,95	0,00	0,00
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	2,88	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,66	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ormosia fastigiata</i> Tul.	0,00	0,00	0,00	0,62	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,00	0,00
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	2,52	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,49	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Platycyamus regnellii</i> Benth.	8,99	4,78	0,00	0,00	0,00	0,00	10,86	10,16	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	0,36	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,99	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pseudopiptadenia leptostachya</i> (Benth.) Rausch.	0,36	0,00	7,72	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	5,89	0,00	0,00	0,00
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	1,08	0,84	0,00	0,00	0,00	0,00	0,74	4,06	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00
<i>Tachigali rugosa</i> (Mart. ex Benth.) Zarucchi & Pipoly	0,00	0,00	0,00	0,42	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,30	0,00	0,00
<i>Zollernia ilicifolia</i> (Brongn.) Vogel	0,00	0,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00
Humiriaceae												
<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Malme	0,00	0,00	1,54	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00	3,93	0,10	0,00	0,00
Hypericaceae												
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Pers.	0,00	1,69	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,43	0,00	0,00	0,00	0,00

“APÊNDICE B, continua”

FAMÍLIA / ESPÉCIE	DR						DoR					
	1000	1100	1200	1300	1400	1500	1000	1100	1200	1300	1400	1500
Lamiaceae												
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	0,00	0,28	0,00	1,46	0,47	0,00	0,00	0,14	0,00	1,34	0,24	0,00
<i>Vitex polygama</i> Cham.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,47	0,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	1,75
Lauraceae												
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	0,00	0,00	1,16	0,00	0,24	1,52	0,00	0,00	6,00	0,00	1,13	1,47
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	0,36	0,28	1,93	0,62	0,00	0,00	2,89	0,06	7,50	1,86	0,00	0,00
<i>Cryptocarya micrantha</i> Meisn.	0,72	0,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,28	0,28	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	0,36	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	0,00	0,00	0,39	0,00	0,00	2,03	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	1,37
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	0,00	0,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nectandra nitidula</i> Nees	4,68	1,97	0,00	0,00	0,00	0,00	8,65	1,16	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	1,44	0,84	0,00	0,00	0,00	0,25	0,22	2,53	0,00	0,00	0,00	0,08
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	1,80	0,84	0,00	1,87	0,47	0,51	1,09	2,17	0,00	1,12	0,26	0,48
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	1,80	0,00	0,77	0,00	0,00	0,00	4,07	0,00	1,36	0,00	0,00	0,00
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	1,08	2,25	5,79	0,62	5,66	1,01	0,72	2,86	11,04	0,17	6,63	2,39
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	0,00	0,00	0,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,56	0,00	0,00	0,00
Lecythidaceae												
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	0,00	0,00	0,77	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	0,00	0,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cariniana rubra</i> Mart. ex Miers	0,36	0,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,95	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00

“APÊNDICE B, continua”

FAMÍLIA / ESPÉCIE	DR						DoR					
	1000	1100	1200	1300	1400	1500	1000	1100	1200	1300	1400	1500
Lythraceae												
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,47	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,44	0,00
<i>Lafoensia vandelliana</i> Cham. & Schtdl.	0,00	0,00	0,00	0,42	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,28	0,00
Malpighiaceae												
<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	1,27	0,00	0,00	0,00	0,00	1,37	2,31
Malvaceae												
<i>Ceiba pubiflora</i> (A.St.-Hil.) K.Schum.	0,36	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,47	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	1,80	1,12	0,00	0,00	0,00	0,00	12,63	3,85	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	1,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,78	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Melastomataceae												
<i>Leandra quinquedentata</i> (DC.) Cogn.	0,00	0,00	0,77	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00
<i>Miconia chartacea</i> Triana	0,00	0,00	0,00	0,00	0,71	7,59	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	3,48
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	0,36	0,00	0,00	0,62	0,71	0,00	0,32	0,00	0,00	0,78	1,18	0,00
<i>Miconia doriana</i> Cogn.	3,24	0,00	0,39	0,00	0,00	0,00	0,66	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	0,00	0,00	0,39	0,42	0,24	0,25	0,00	0,00	0,17	0,22	0,04	0,03
<i>Miconia urophylla</i> DC.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,56
<i>Miconia willdenowii</i> Klotzsch	0,36	0,00	0,00	0,21	0,24	0,00	0,08	0,00	0,00	0,05	0,20	0,00
Meliaceae												
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	1,80	1,12	1,16	0,83	0,94	5,32	0,87	3,63	0,11	0,52	0,50	3,19

“APÊNDICE B, continua”

FAMÍLIA / ESPÉCIE	DR						DoR					
	1000	1100	1200	1300	1400	1500	1000	1100	1200	1300	1400	1500
Meliaceae												
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	0,72	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00	0,41	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	0,36	1,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.	0,00	0,00	4,25	2,08	0,00	0,00	0,00	0,00	4,65	0,65	0,00	0,00
<i>Trichilia emarginata</i> (Turcz.) C.DC.	0,00	0,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Trichilia pallens</i> C.DC.	0,36	0,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
Monimiaceae												
<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins	0,00	0,00	0,00	1,66	0,00	1,52	0,00	0,00	0,00	1,01	0,00	1,16
<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	5,04	2,25	0,00	0,00	0,00	0,00	3,41	0,42	0,00	0,00	0,00	0,00
Moraceae												
<i>Ficus adhatodifolia</i> Schott ex Spreng.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,47	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,84	0,00
<i>Ficus enormis</i> Mart. ex Miq.	0,00	0,00	0,77	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,31	0,00	0,00	0,00
<i>Ficus trigona</i> L.f.	0,00	0,00	0,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,28	0,00	0,00	0,00
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger, Lanj. & Wess.Boer	0,00	0,00	3,09	0,00	1,18	0,00	0,00	0,00	0,76	0,00	0,72	0,00
Myristicaceae												
<i>Viola oleifera</i> (Schott) A.C.Sm.	0,36	0,00	1,93	0,00	0,24	0,00	0,05	0,00	1,54	0,00	0,06	0,00
Myrsinaceae												
<i>Cybianthus amplus</i> (Mez) G.Agostini	0,00	0,00	0,77	0,00	0,00	0,51	0,00	0,00	5,04	0,00	0,00	0,10
<i>Cybianthus peruvianus</i> (A.DC.) Miq.	0,00	0,00	0,77	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	2,74	0,00	0,00	0,07

“APÊNDICE B, continua”

FAMÍLIA / ESPÉCIE	DR						DoR					
	1000	1100	1200	1300	1400	1500	1000	1100	1200	1300	1400	1500
Myrsinaceae												
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) Roem. & Schult.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04
<i>Myrsine lineata</i> (Mez) Imkhan.	0,00	0,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	0,00	0,00	0,00	3,33	1,42	2,78	0,00	0,00	0,00	1,17	0,88	2,61
Myrtaceae												
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	0,00	0,00	1,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,44	0,00	0,00	0,00
<i>Calypttranthes brasiliensis</i> Spreng.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,27
<i>Calypttranthes clusiifolia</i> O.Berg	0,36	0,00	2,70	2,29	1,89	0,00	0,53	0,00	1,65	1,71	2,32	0,00
<i>Calypttranthes widgreniana</i> O.Berg	0,00	0,00	0,39	3,12	0,47	0,00	0,00	0,00	0,05	1,33	0,18	0,00
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	0,00	0,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Eugenia acutata</i> Miq.	1,08	0,00	1,16	0,00	0,00	0,00	1,36	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00
<i>Eugenia dodonaeifolia</i> Cambess.	0,72	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10
<i>Eugenia florida</i> DC.	0,00	5,34	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,70	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,47	2,53	0,00	0,00	0,00	0,00	0,19	2,29
<i>Eugenia ramboi</i> D.Legrand	0,00	0,00	0,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00
<i>Eugenia sonderiana</i> O.Berg	0,00	0,00	0,00	1,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,30	0,00	0,00
<i>Marlierea excoriata</i> Mart.	0,00	0,00	1,16	0,00	5,90	0,00	0,00	0,00	0,16	0,00	3,73	0,00
<i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	1,80	0,00	0,77	0,00	0,47	0,00	0,43	0,00	0,11	0,00	0,22	0,00
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22

“APÊNDICE B, continua”

FAMÍLIA / ESPÉCIE	DR						DoR					
	1000	1100	1200	1300	1400	1500	1000	1100	1200	1300	1400	1500
Myrtaceae												
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,19
<i>Myrcia hebetata</i> DC.	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00	0,51	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,08
<i>Myrcia mutabilis</i> (O.Berg) N.Silveira	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05
<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04
<i>Myrcia pulchra</i> (O.Berg) Kiaersk.	0,00	0,00	0,00	3,53	0,00	0,76	0,00	0,00	0,00	1,93	0,00	1,05
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	0,00	0,84	0,39	2,91	1,18	0,76	0,00	0,61	0,03	1,50	0,27	0,19
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	0,36	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Myrcia venulosa</i> DC.	0,00	0,00	0,00	7,48	2,12	0,51	0,00	0,00	0,00	5,43	1,70	0,51
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	0,00	0,00	0,00	0,00	1,42	0,51	0,00	0,00	0,00	0,00	0,27	0,16
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum	0,00	0,00	0,00	0,83	0,24	0,76	0,00	0,00	0,00	0,68	0,04	0,41
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	0,00	0,00	0,00	0,21	0,47	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18	0,31	0,00
<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg	1,08	0,00	0,39	3,33	0,00	1,27	0,52	0,00	0,03	0,83	0,00	0,20
<i>Siphoneugena reitzii</i> D.Legrand	0,00	0,00	0,77	0,00	0,47	2,78	0,00	0,00	0,29	0,00	0,08	0,94
<i>Siphoneugena widgreniana</i> O.Berg	0,00	0,00	0,00	0,62	1,18	0,76	0,00	0,00	0,00	0,60	0,52	2,32
Nyctaginaceae												
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	1,08	0,00	2,70	7,07	10,14	3,54	0,48	0,00	2,30	8,50	9,33	8,12
<i>Guapira venosa</i> (Choisy) Lundell	0,36	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pisonia zapallo</i> Griseb.	0,00	0,56	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00	0,56	0,00	0,00	0,14	0,00

“APÊNDICE B, continua”

FAMÍLIA / ESPÉCIE	DR						DoR					
	1000	1100	1200	1300	1400	1500	1000	1100	1200	1300	1400	1500
Ochnaceae												
<i>Ouratea floribunda</i> Engl.	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,64	0,00	0,00
<i>Ouratea semiserrata</i> (Mart. & Nees) Engl.	0,00	0,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
Opiliaceae												
<i>Agonandra excelsa</i> Griseb.	0,72	0,00	1,93	1,46	0,94	0,00	0,10	0,00	1,61	1,85	2,54	0,00
Peraceae												
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	0,00	0,28	1,16	0,62	2,12	1,52	0,00	0,07	6,06	0,36	2,80	2,86
Picramniaceae												
<i>Picramnia glazioviana</i> Engl.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,94	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00
<i>Picramnia regnelli</i> Engl.	0,00	0,00	2,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,28	0,00	0,00	0,00
Proteaceae												
<i>Euplassa legalis</i> (Vell.) I.M.Johnst.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00
<i>Roupala meisneri</i> Sleumer	0,00	0,00	0,00	0,83	0,71	1,27	0,00	0,00	0,00	2,02	0,18	0,74
Rhamnaceae												
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	0,00	0,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,02	0,00	0,00	0,00	0,00
Rosaceae												
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	2,16	10,11	1,16	0,42	2,12	4,56	1,19	4,88	1,00	0,22	1,45	4,09
Rubiaceae												
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	0,00	0,00	4,25	2,91	7,08	3,29	0,00	0,00	3,37	1,43	3,44	2,44
<i>Bathysa nicholsonii</i> K.Schum.	1,44	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

“APÊNDICE B, continua”

FAMÍLIA / ESPÉCIE	DR						DoR					
	1000	1100	1200	1300	1400	1500	1000	1100	1200	1300	1400	1500
Rubiaceae												
<i>Chomelia sericea</i> Müll.Arg.	0,00	0,00	1,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,66	0,00	0,00	0,00
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum.	0,00	0,84	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,45	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	0,00	0,84	0,77	0,00	0,00	0,00	0,00	0,26	0,34	0,00	0,00	0,00
<i>Psychotria sellowiana</i> (DC.) Müll.Arg.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15	0,00
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	1,08	0,28	2,70	2,70	1,65	7,59	0,15	0,04	0,29	1,24	0,48	2,63
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	0,00	3,65	8,49	0,00	1,89	0,00	0,00	0,58	2,31	0,00	0,84	0,00
Rutaceae												
<i>Galipea jasminiflora</i> (A.St.-Hil.) Engl.	1,08	2,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,61	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	0,36	0,84	0,00	0,00	0,00	0,00	0,42	0,85	0,00	0,00	0,00	0,00
Salicaceae												
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	0,00	0,00	0,00	2,49	0,94	0,00	0,00	0,00	0,00	1,50	0,48	0,00
<i>Casearia mariquitensis</i> Kunth	0,36	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	0,00	0,00	0,77	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	0,36	0,84	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Casearia ulmifolia</i> Vahl	0,72	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00	0,31	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00
<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	0,00	0,00	0,77	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,00	0,00	0,00

“APÊNDICE B, continua”

FAMÍLIA / ESPÉCIE	DR						DoR					
	1000	1100	1200	1300	1400	1500	1000	1100	1200	1300	1400	1500
Sapindaceae												
<i>Allophylus racemosus</i> Sw.	0,00	0,00	0,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	0,00	0,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cupania paniculata</i> Cambess.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,78	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,13
<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.	0,36	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	1,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08
<i>Cupania zanthoxyloides</i> Cambess.	3,24	20,22	0,00	0,00	0,00	0,00	4,01	21,52	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00
Sapotaceae												
<i>Pouteria gardneriana</i> (A.DC.) Radlk.	0,36	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Siparunaceae												
<i>Siparuna brasiliensis</i> (Spreng.) A.DC.	0,72	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Solanaceae												
<i>Solanum</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10
Styracaceae												
<i>Styrax latifolius</i> Pohl	0,00	0,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,02	0,00	0,00	0,00	0,00
Symplocaceae												
<i>Symplocos celastrinea</i> Mart. ex Miq.	0,00	0,00	0,00	1,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,97	0,00	0,00
<i>Symplocos insignis</i> Brand	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,38

“APÊNDICE B, conclusão”

FAMÍLIA / ESPÉCIE	DR						DoR					
	1000	1100	1200	1300	1400	1500	1000	1100	1200	1300	1400	1500
Thymelaeaceae												
<i>Daphnopsis brasiliensis</i> Mart. & Zucc.	0,00	0,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Daphnopsis utilis</i> Warm.	0,00	0,00	0,00	0,42	0,24	0,25	0,00	0,00	0,00	0,36	0,05	0,55
Urticaceae												
<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	0,00	0,00	0,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,42	0,00	0,00	0,00
Vochysiaceae												
<i>Qualea dichotoma</i> (Mart.) Warm.	0,00	0,00	0,00	0,21	3,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	2,75	0,00
<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	0,72	0,84	0,77	3,12	3,30	2,53	0,28	0,49	0,54	1,86	2,61	1,53
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	0,00	0,00	0,00	0,83	0,00	1,01	0,00	0,00	0,00	0,48	0,00	0,51

**APÊNDICE C – Espécies arbóreas com mais de 50% do valor de cobertura (VC) em uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri, Minas Gerais (Continua)**

**Área total:** 22 espécies, 50,41% de VC.

1 *Aspidosperma olivaceum* (6,61%), 2 *Guapira opposita* (4,61%), 3 *Cupania zanthoxyloides* (3,90%), 4 *Ocotea odorifera* (3,55%), 5 *Prunus myrtifolia* (2,75%), 6 *Platycyamus regnellii* (2,65%), 7 *Amaioua intermedia* (2,51%), 8 *Alchornea triplinervia* (2,30%), 9 *Schefflera calva* (2,23%), 10 *Psychotria vellosiana* (1,79%), 11 *Pera glabrata* (1,66%), 12 *Myrcia venulosa* (1,64%), 13 *Cabralea canjerana* (1,64%), 14 *Vochysia magnífica* (1,64%), 15 *Luehea grandiflora* (1,53%), 16 *Cordia sellowiana* (1,48%), 17 *Cryptocarya aschersoniana* (1,44%), 18 *Eremanthus erythropappus* (1,43%), 19 *Rudgea jasminoides* (1,36%), 20 *Nectandra nitidula* (1,25%), 21 *Guatteria australis* (1,24%), 22 *Croton urucurana* (1,21%).

**Cota 1000m:** 10 espécies, 52,15% de VC.

1 *Platycyamus regnellii* (9,93%), 2 *Luehea grandiflora* (7,22%), 3 *Nectandra nitidula* (6,66%), 4 *Piptadenia gonoacantha* (5,50%), 5 *Rollinia sylvatica* (4,86%), 6 *Maytenus evonymoides* (4,68%), 7 *Mollinedia widgrenii* (4,22%), 8 *Cupania zanthoxyloides* (3,62%), 9 *Ocotea diospyrifolia* (2,93%), 10 *Sebastiania commersoniana* (2,53%).

**Cota 1100m:** 7 espécies, 50,88% de VC.

1 *Cupania zanthoxyloides* (20,87%), 2 *Prunus myrtifolia* (7,50%), 3 *Platycyamus regnellii* (7,47%), 4 *Machaerium stipitatum* (4,83%), 5 *Eugenia florida* (4,52%), 6 *Inga ingoides* (3,01%), 7 *Croton floribundus* (2,69%).

**APÊNDICE C – Espécies arbóreas com mais de 50% do valor de cobertura  
(VC) em uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Minduri,  
Minas Gerais**

**Cota 1200m:** 11 espécies, 52,12% de VC.

1 *Ocotea odorifera* (8,41%), 2 *Pseudopiptadenia leptostachya* (6,80%), 3 *Rudgea jasminoides* (5,40%), 4 *Cryptocarya aschersoniana* (4,71%), 5 *Trichilia casaretti* (4,45%), 6 *Aspidosperma olivaceum* (4,01%), 7 *Alchornea triplinervia* (3,89%), 8 *Amaioua intermedia* (3,81%), 9 *Pera glabrata* (3,61%), 10 *Cinnamomum glaziovii* (3,58%), 11 *Sebastiania commersoniana* (3,44%).

**Cota 1300m:** 9 espécies, 50,69% de VC.

1 *Aspidosperma olivaceum* (18,04%), 2 *Guapira opposita* (7,79%), 3 *Myrcia venulosa* (6,46%), 4 *Machaerium villosum* (4,33%), 5 *Maytenus robusta* (3,05%), 6 *Aspidosperma spruceanum* (3,03%), 7 *Tapirira obtusa* (2,77%), 8 *Myrcia pulchra* (2,73%), 9 *Vochysia magnifica* (2,49%).

**Cota 1400m:** 9 espécies, 51,62% de VC.

1 *Aspidosperma olivaceum* (12,79%), 2 *Guapira opposita* (9,73%), 3 *Ocotea odorifera* (6,15%), 4 *Amaioua intermedia* (5,26%), 5 *Marlierea excoriata* (4,81%), 6 *Schefflera calva* (3,91%), 7 *Qualea dichotoma* (3,03%), 8 *Croton urucurana* (2,99%), 9 *Vochysia magnifica* (2,96%).

**Cota 1500m:** 9 espécies, 53,77% de VC.

1 *Alchornea triplinervia* (7,71%), 2 *Eremanthus erythropappus* (7,40%), 3 *Schefflera calva* (7,13%), 4 *Guatteria australis* (6,47%), 5 *Guapira opposita* (5,83%), 6 *Miconia chartacea* (5,54%), 7 *Psychotria vellosiana* (5,11%), 8 *Prunus myrtifolia* (4,32%), 9 *Cabralea canjerana* (4,25%).