

**ANÁLISE DA ESTRUTURA, DIVERSIDADE  
FLORÍSTICA E VARIAÇÕES ESPACIAIS DO  
COMPONENTE ARBÓREO DE  
CORREDORES DE VEGETAÇÃO NA  
REGIÃO DO ALTO RIO GRANDE, MG.**

**GISLENE CARVALHO DE CASTRO**

**2004**

57604

049269

**GISLENE CARVALHO DE CASTRO**

**ANÁLISE DA ESTRUTURA, DIVERSIDADE FLORÍSTICA E  
VARIÁÇÕES ESPACIAIS DO COMPONENTE ARBÓREO DE  
CORREDORES DE VEGETAÇÃO NA REGIÃO DO ALTO RIO  
GRANDE, MG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Curso de Mestrado em Engenharia Florestal, área de concentração em Manejo Ambiental, para a obtenção do título de “Mestre”.

**Orientador**

**Prof. Eduardo Van den Berg**

**LAVRAS**

**MINAS GERAIS -  
2004**

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da  
Biblioteca Central da UFLA**

Castro, Gislene Carvalho de

Análise da estrutura, diversidade florística e variações espaciais do  
componente arbóreo de corredores de vegetação na região do Alto Rio Grande,  
MG. / Gislene Carvalho de Castro. -- Lavras : UFLA, 2004.

83p. : il.

Orientador: Eduardo Van den Berg.

Dissertação (Mestrado) – UFLA.

Bibliografia.

1. Fragmentação. 2. Corredor. 3. Diversidade. 4. Florística. 5. Estrutura. 6.  
Floresta Estacional Semidecidual. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD-582.16

-634.9

**GISLENE CARVALHO DE CASTRO**

**ANÁLISE DA ESTRUTURA, DIVERSIDADE FLORÍSTICA E  
VARIAÇÕES ESPACIAIS DO COMPONENTE ARBÓREO DE  
CORREDORES DE VEGETAÇÃO NA REGIÃO DO ALTO RIO  
GRANDE, MG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do curso de Mestrado em Engenharia Florestal, área de concentração em Manejo Ambiental, para a obtenção do título de “Mestre”.

APROVADA em 19 de Fevereiro de 2004

Prof. José Roberto Rodrigues Pinto

UnB

Prof. Júlio Neil Cassa Louzada

UFLA

  
Prof. Eduardo Van den Berg - UFLA  
Orientador

LAVRAS  
MINAS GERAIS – BRASIL

**AOS MEUS PAIS E IRMÃOS,**  
pelo incentivo constante e pela oportunidade da ciência,

**OFEREÇO**

**A DEUS,**  
pela alegria de viver ...

**DEDICO**

## AGRADECIMENTOS

A Deus, pela alegria de realizar.

Ao meu grande pai, pela dedicação e torcida e à minha querida mãe, pelo amor incondicional e força constante que me fizeram chegar até aqui.

Aos meus irmãos e familiares que compartilharam todos os momentos, especialmente Maria Célia, Cleber e Rogério.

À Universidade Federal de Lavras e aos Departamentos de Ciências Florestais e Departamento de Biologia, pela oportunidade e apoio técnico.

À CAPES, pela concessão da bolsa de estudo.

Ao convênio CEMIG/ANEEL pelo financiamento deste trabalho através do projeto “Estudo integrado da vegetação ciliar no entorno de nascentes, rios e reservatórios”.

À coordenadora do curso, Profa. Soraya Alvarenga Botelho, pela confiança e atenção.

Ao professor Eduardo Van den Berg, pela orientação, competência, entusiasmo e extrema atenção em todas as etapas do trabalho que possibilitaram a obtenção deste título.

Ao professor Ary Teixeira de Oliveira Filho, pela co-orientação, sabedoria e grandiosidade humana que muito contribuíram para a minha formação.

Ao professor Júlio Neil Cassa Louzada, pelo apoio, entusiasmo e importantes sugestões.

Ao professor José Roberto Rodrigues Pinto (UnB), pela atenção e sugestões essenciais para a conclusão deste estudo.

Ao professor Douglas Antônio de Carvalho, pelas sugestões e excelente companhia no campo.

Ao professor João José Granate de Sá e Mello Marques, Alexandre Romero, João Luiz e ao Departamento de Ciências do Solo, pela contribuição imprescindível, atenção constante e pelas sugestões.

Aos professores Alcione de Oliveira, Luiz Marcelo Tavares de Carvalho, José Aldo Alves Pereira e Marco Aurélio Fontes, pelas sugestões.

Aos colegas de trabalho, Evandro Luiz Mendonça Machado e Luciano Teixeira de Oliveira (Bodinho), pela atenção, sugestões, inestimável ajuda neste trabalho, pela generosidade e companheirismo.

À equipe da disciplina de Dendrologia, pelo trabalho de campo intensivo.

Ao Frederico Soares Machado, pelo esforço e dedicação ao trabalho social.

Aos proprietários da região, pela atenção e permissão concedida para este estudo.

Ao Mateus, Alan, Duda, Creck e Jerson, pela ajuda no trabalho de campo e pela excelente companhia.

A todos colegas e amigos do Departamento de Ciências Florestais, especialmente à Lívia, Elisa, Peterson, Pedro, Ana Carolina, Anderson, Edmilson, Graciane, Vanete, Warley Carvalho, Ana Cecília, Simone e Gleyce, pela alegria, ajuda e companheirismo.

Às secretárias Roseane, Gláucia e Lillian, pela atenção e paciência.

Ao Serginho, pelo companheirismo, carinho, cumplicidade, força e paciência, essenciais para a conclusão deste trabalho.

À senhora Margarida e senhor João, pelo carinho e cuidados especiais que tornaram meus dias mais felizes.

À grande amiga Yule Roberta, que esteve presente em todas as minhas conquistas profissionais, por sua bondade e alegria.

Às amigas que fazem parte da minha história: Nívia, Mônica, Gerane, Luciana Botezzeli, Dani, Denise, Patrícia, Warley, Guilherme e Renata Gil.

E a todos que, direta ou indiretamente, fizeram parte desta história.

**A TODOS VOCÊS, MINHA SINCERA GRATIDÃO!**

## SUMÁRIO

	<b>Página</b>
RESUMO.....	i
ABSTRACT.....	iii
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 REFERENCIAL TEÓRICO.....	3
2.1 Fragmentação.....	3
2.2 Corredores de vegetação.....	10
2.2.1 Definições.....	11
2.2.2 Variações fisionômicas e funções.....	13
2.3 Histórico dos valos na região.....	18
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	22
3.1 Caracterização da área de estudo.....	22
3.2 Amostragem da comunidade arbórea.....	26
3.3 Análise do solo.....	28
3.4 Análise de gradientes.....	29
3.5 Análises estruturais e ambientais comparativas.....	31
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	34
4.1 Caracterização geomorfológica da região.....	34
4.2 Composição florística.....	35
4.3 Estrutura e diversidade da comunidade arbórea.....	42
4.3.1 Variações espaciais.....	42
4.3.2 Conformação da estrutura horizontal e vertical da comunidade arbórea.....	59
4.4 Variações edáficas do sistema corredor-fragmento.....	65
5 CONCLUSÕES.....	70
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	71



## RESUMO

CASTRO, Gislene Carvalho de. **Análise da estrutura, diversidade florística e variações espaciais do componente arbóreo de corredores de vegetação na região do Alto Rio Grande, MG.** 2004. 83p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.<sup>1</sup>

A constante ocupação humana de sistemas naturais, bem como a utilização indiscriminada dos recursos, aliadas à expansão agrícola, resultam na fragmentação das florestas. Neste contexto, surge um novo modelo de paisagem em mosaico, composto por uma matriz circundante, porções de hábitat de remanescente de mata e corredores de vegetação. Os corredores, como estruturas lineares de vegetação, são capazes de conectar os remanescentes isolados e diminuir os efeitos negativos da fragmentação. Dessa forma, este estudo teve como objetivos avaliar a estrutura, a diversidade florística, os padrões de distribuição das espécies vegetais arbóreas dos fragmentos e corredores de vegetação a eles associados na região do Alto Rio Grande, Minas Gerais. Estes corredores são muito estreitos (aproximadamente 4m) e são o resultado da colonização por espécies nativas de árvores nos valos, usados para a divisão de glebas de terras. Os corredores e fragmentos estudados estão localizados na cidade de Lavras, região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais e estão compreendidos entre as coordenadas 21°19'25.2"S e 44°59'53.1"W, 21°17'15.1"S e 44°58'59.3"W. A vegetação ocorrente pode ser definida como uma disjunção do bioma cerrado inserida dentro da área de distribuição das florestas estacionais semidecíduais do Sudeste brasileiro. Ao todo, foram analisados oito fragmentos interligados a um corredor de vegetação composto por um eixo principal e quatro ramificações. A área total amostrada no sistema corredor-fragmento foi de 1,08 ha. O sistema corredor-fragmento possui equabilidade e diversidade dentro da média encontrada para os demais fragmentos da região. Algumas espécies possuem preferência diferencial entre os dois ambientes, porém, existe uma grande semelhança florística entre eles. Possivelmente, as variáveis ambientais que mais contribuem para a distribuição diferenciada das espécies no sistema corredor-fragmento são a luz e a umidade de solo. Os corredores são mais densos, com maior área basal e árvores concentradas nas classes superiores de diâmetro e inferiores de altura. Nos corredores, as espécies também possuem preferências diferenciadas pelos setores seccionais do valo (fundo, parede, borda), provavelmente devido a fatores como luminosidade, teor de fósforo e umidade de solo. Estes setores

---

<sup>1</sup> Comitê Orientador: Eduardo Van den Berg-UFLA (Orientador); Ary Teixeira de Oliveira Filho-UFLA (Co-orientador).

também apresentam diferenças quanto à distribuição diamétrica dos indivíduos, sendo que no fundo do valo há um favorecimento dos indivíduos maiores. Além da importância histórica dos valos na região, os corredores de vegetação a eles associados podem ser considerados como essenciais para a conservação no contexto regional, devido à sua diversidade florística considerável e ocorrência de espécies exclusivas neste ambiente. Dessa forma, os corredores podem ser indicados como complementação das porções de hábitat remanescentes da região, atuando na conservação da diversidade pouco representada nos fragmentos e contribuindo no estabelecimento de conexões entre os mesmos.

## ABSTRACT

CASTRO, Gislene Carvalho de. **Structure analysis, floristic diversity and spatial variation of the tree component of vegetation corridors in Upper Rio Grande region, Minas Gerais State.** Lavras: Federal University of Lavras, 2004. 83p. (Dissertation – Master Degree in Forestry Engineering)<sup>1</sup>

The constant human occupation of natural systems, the indiscriminate use of resources, as well as the agricultural expansion, results in forest fragmentation. In this context, a new landscape model, in mosaic, appears, composed by habitat portions surrounded by a matrix and vegetation corridors. The corridors, being linear vegetation structures, are able to connect isolated vegetation remains and decrease the negative effects of the fragmentation. Therefore, this study had as objectives the evaluation of the structure, floristic diversity, patterns of tree species distribution in fragments and associated vegetation corridors in the Upper Rio Grande region, Minas Gerais. These corridors are very narrow (more or less 4 m) and resulted from the native tree species colonization of ditches, used for land division purposes. The studied corridors and fragments are located in the municipality of Lavras, Upper Rio Grande region, south of Minas Gerais State, between the coordinates 21°19'25"S and 44°59'53"W, 21°17'15"S and 44°58'59"W. The vegetation is defined as a disjunction of savanna biome (cerrado) inserted within an area of distribution of semideciduous estational forest in Southeastern Brazil. The analyses included eight fragments connected to a vegetation corridor formed by a main axis and four ramifications. The total sample area (fragments and corridors) was 1.08 ha. The system fragments-corridors has equability and diversity similar to the fragments of the region. Some species prefer one of the two different habitats, corridors or fragments, although these habitats are pretty similar in terms of floristic composition. Possibly, the environmental variables that most strongly contribute to the differential species distribution between corridors and fragments are light and soil humidity. Corridors are denser, have larger basal area and trees are concentrated in the upper diameter classes and lower height classes. In the corridors, the species have preference for the sectional ditch sectors (bottom, wall and border), probably because of differences in terms of luminosity, phosphorus levels and soil humidity. The sectors are also different in terms of tree distribution by diameter classes, where has the bottom the largest trees. Besides the historical importance of these ditches in the region, the associated vegetation corridors are considered essential for conservation purposes, because of their considerable floristic diversity and the occurrence of

---

<sup>1</sup> Guidance Committee: Eduardo van den Berg-UFLA (Supervisor); Ary Teixeira de Oliveira Filho-UFLA (Co-supervisor).

exclusive species in these habitats. Therefore, the corridors can be indicated as complementation for the remaining habitat portions in the region, acting on behalf of the conservation of the diversity less represented in fragments and establishing connections among them.

# 1 INTRODUÇÃO

A constante ocupação humana de sistemas naturais, bem como a utilização indiscriminada dos recursos, aliada à expansão agrícola, resultam em crescente fragmentação dos ecossistemas naturais e degradação dos solos. Entre as principais conseqüências da fragmentação estão a perda da diversidade e o aumento expressivo das taxas de extinção das espécies.

Fatores como a diminuição das áreas naturais e o grau de isolamento inviabilizam as relações ecológicas entre as espécies, ocasionando um impacto negativo sobre o tamanho das populações. Na maioria das paisagens brasileiras, os remanescentes de vegetação encontram-se isolados e inseridos em uma paisagem adversa da original. As barreiras ocasionadas pela fragmentação diminuem a dispersão dos organismos entre os remanescentes de vegetação. Muitas espécies da fauna, responsáveis pelos processos de dispersão e polinização, têm sua migração entre fragmentos dificultada, afetando diretamente as comunidades vegetais dependentes destes vetores (Brooker et al., 1999). Dessa forma, a interligação dos fragmentos por meio dos corredores de vegetação apresenta-se como alternativa importante na conservação destes ambientes, já que se trata de estrutura linear, capaz de permitir o movimento de organismos entre os remanescentes isolados (Forman, 1997). Estas estruturas viabilizam o intercâmbio de polinizadores e dispersores de sementes e, conseqüentemente, a troca de material genético, diminuindo a possibilidade de extinção local.

De particular interesse neste estudo, estão os corredores de vegetação provenientes da colonização dos valos escavados como divisores de glebas de terra e que interligam fragmentos de vegetação associados a curso-d'água na região do Alto Rio Grande. Estes corredores são extremamente comuns na paisagem regional e, possivelmente, desempenham um papel importante e pouco

conhecido na conservação da biodiversidade e dos recursos hídricos, podendo, provavelmente, ser usados como estratégia de manutenção biológica dos vários pequenos remanescentes florestais existentes na região. Assim, a importância dos corredores em termos de ecologia e conservação de populações aponta para a necessidade de sua preservação e restauração (Brooker et al., 1999; Tewksbury et al., 2002). Porém, pouco se conhece a respeito da composição, estrutura, diversidade e ecologia das espécies vegetais e a sua relação com os fragmentos a que estão ligados. Conhecer estes ambientes é fundamental para se entender os mecanismos de conservação e renovação dos fragmentos e propor metodologias de conservação e recuperação de áreas (Primack & Rodrigues, 2001).

Dessa forma, este estudo teve como objetivos responder às seguintes perguntas:

. Existe semelhança florística entre o ambiente de corredor e o de fragmento?

. Existe preferência das espécies pelos ambientes de corredor e de fragmento?

.Quais as variáveis ambientais relacionadas à estrutura e distribuição das espécies da comunidade arbórea nos ambientes de corredor e de fragmento?

.Como as espécies arbóreas encontram-se distribuídas espacialmente no ambiente de corredor?

. Existe diferença estrutural entre o ambiente de corredor e de fragmento?

. Existe preferência das espécies pelos setores seccionais do valo?

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 Fragmentação

As florestas tropicais estão sendo amplamente fragmentadas, tendo como consequência o expressivo aumento das taxas de extinção de espécies, decorrente da implantação de projetos agropecuários, construção de estradas e de hidrelétricas, expansão urbana e outras atividades humanas (Viana, 1990; Lugo, 1997; Myers, 1997; Primack & Rodrigues, 2001; Lima, 2003). Estima-se que, no período de 1981 a 1990, foram eliminados 154 milhões de hectares, o equivalente a 7,3% do total das florestas tropicais mundiais (Viana, 1990; Wilson, 1997).

Dentre as florestas tropicais, tem merecido especial atenção a progressiva fragmentação das florestas estacionais semidecíduais, por se tratar de um tipo fisionômico que agrega espécies das mais variadas fisionomias nacionais e possuem solos mais adequados para a agricultura do que os das florestas tropicais úmidas (Chagas et al., 2001; Primack & Rodrigues, 2001). Este tipo de vegetação se caracteriza por possuir uma porcentagem de caducifolia entre 20% e 50% e dupla estacionalidade climática, com verão chuvoso e inverno seco (Velloso et al., 1991; Chagas et al., 2001).

Os fragmentos florestais podem ser definidos como uma área de vegetação natural interrompida por barreiras naturais (lagos, formações rochosas, formações vegetais, tipos de solos, dentre outras situações) ou por barreiras antrópicas, como culturas agrícolas, pecuária, estradas, hidrelétricas, ocupações rurais e urbanas, com capacidade suficiente para diminuir o fluxo de animais, de pólen ou de sementes (Viana, 1990; Forman, 1997). Saunders et al. (1993) e Oliveira (1997) definem fragmentação como sendo a transformação de uma área de vegetação em pequenas áreas isoladas umas das outras por

ambientes diferentes do original. De forma complementar, Forman & Collinge (1995) definem a fragmentação como uma das etapas de uma seqüência de transformações da paisagem. Estas etapas incluem os processos gradativos de abertura de clareira no ambiente, subdivisão da área e conseqüente fragmentação. Posteriormente, podem ocorrer reduções das porções fragmentadas podendo ocasionar o desaparecimento das mesmas (Forman, 1997). Este processo atua substituindo sistemas biológicos bastante complexos por sistemas instáveis, como a agricultura e as pastagens.

A nova paisagem compõe-se, então, de elementos vários como matriz (circundantes das manchas de vegetação), porções de hábitat (fragmentos florestais) e corredores de vegetação. Estes elementos básicos da paisagem podem ser observados em diferentes escalas e tipos de uso do solo e possuem dimensões, larguras, formas, desenhos e níveis de conectividade diferentes (Forman, 1997; Louzada, 2000).

A Teoria de Biogeografia de Ilhas, proposta por MacArthur & Wilson (1967), fornece o suporte teórico para a pesquisa de fragmentos florestais, uma vez que envolve modelos descritivos e preditivos da variação da diversidade em função do tamanho de ilha. Apesar das limitações destes modelos na transposição da teoria de ilhas para o caso de fragmentos florestais, pode-se inferir que a diminuição da superfície geralmente está associada a uma diminuição exponencial do número de espécies e redução das relações intra e interespecíficas. Pode-se inferir também que fragmentos mais próximos a uma porção de hábitat principal possuem um maior número de espécies do que áreas mais isoladas.

Dessa forma, o grau de isolamento constitui um dos principais fatores a serem considerados em um plano de manejo que objetiva a auto-sustentabilidade do novo ambiente. Forman & Godron (1986) definem grau de isolamento como sendo a média da distância até os vizinhos mais próximos, em que a distância

pode comprometer a migração de propágulos e animais, conseqüentemente afetando a diversidade local. Assim, quanto mais porosa for a vizinhança (facilidade de movimento e troca gênica entre fragmentos), menor será o seu isolamento. Apesar de algumas espécies não se intimidarem na travessia de ambientes inhóspitos, várias outras espécies hesitam em atravessar tais ambientes, por inibições de dispersão intrínsecas da própria espécie (Ehrlich & Ehrlich, 1981).

O isolamento tem efeito negativo sobre a riqueza, diminuindo a taxa (ou potencial) de imigração ou recolonização (Hanson et al., 1990). Dessa forma, estas “ilhas” de fragmentos encontram-se em equilíbrio quando há um balanço dinâmico de espécies em termos de imigração e extinção local. A relação entre o número de espécies e a área mínima de suporte das mesmas é utilizada, em florestas tropicais, para estimar a susceptibilidade das espécies à extinção (Lugo et al., 1993).

A área mínima viável do remanescente para a sobrevivência dos indivíduos varia de acordo com a espécie focalizada, o que dificulta o consenso sobre o tamanho necessário da área para a manutenção da viabilidade da comunidade (Engel, 1993). Isto se deve, principalmente, às diferenças de tamanhos dos organismos, de suas populações e das necessidades por recursos diferentes para a sobrevivência de cada espécie. Dessa forma, os fragmentos são expostos a mudanças físicas e biogeográficas, em grande ou pequena escala, mas seus efeitos variam conforme as variações no tamanho, forma, posição na paisagem e conectividade (Júnior et al., 1995; Forman, 1997; Brooker et al., 1999).

O empobrecimento gradativo dos remanescentes em diversidade biológica, funções ecológicas e qualidade de vida das populações originais, também pode ser citado como conseqüência da fragmentação (Viana, 1990; Souza & Silva, 1994; Viana & Tabanez, 1996). Muitos organismos são

eliminados de seus ambientes originais, tais como os predadores de topo de cadeia trófica, que requerem uma área maior para a sua sobrevivência, as espécies endêmicas e migratórias e aquelas de hábitos gregários (Viana et al., 1992; Schellas & Greenberg, 1996). Muitas espécies de pássaros, insetos e mamíferos têm sua migração entre fragmentos dificultada ou impedida, afetando os processos de polinização e dispersão de sementes. Esta situação atinge diretamente as espécies vegetais dependentes de animais para sua manutenção (Brooker et al., 1999). Como consequência destes fatores, as espécies que conseguem manter-se nos fragmentos tendem a se tornar dominantes, diminuindo a riqueza e equabilidade biológica (Hanson et al., 1990).

A fragmentação aumenta também a possibilidade de invasão de espécies exóticas e o contato com espécies animais e vegetais domésticas, sendo crescente a possibilidade de ocorrência de patógenos e pragas não próprias àqueles ambientes (Margalef, 1994). Dessa forma, espécies invasoras podem significar importante impacto sobre a vegetação presente, alterando a estrutura, o regime de fogo e inibindo a regeneração de espécies nativas (Forman, 1997).

A fragmentação torna-se ainda mais impactante quando se considera a diversidade como sendo não somente o conjunto de espécies, mas também, o patrimônio genético de cada espécie (Dias, 1992). Com a diminuição no tamanho populacional efetivo, aumentam-se os efeitos negativos da deriva genética, endogamia e perda de alelos. Algumas vezes, até a reprodução dos indivíduos pode ser comprometida, por exemplo, no caso de espécies de fecundação cruzada obrigatória (Diamond, 1975; Souza, 1997). A dinâmica da floresta pode ser, dessa forma, comprometida pela perda de populações geneticamente distintas, podendo o risco de extinção ser considerado particularmente sério no caso de espécies raras (Ehrlich, 1988; Klein et al., 1989).

É notório que os riscos de extinção aumentam quando a taxa de colonização se torna baixa. Assim, o sucesso da colonização irá depender de fatores como (Jurgens, 1993): i) conveniência do hábitat para a sustentabilidade do indivíduo (tamanho de área, alimentação, refúgio, dentre outros); ii) número de migrantes que deixam o hábitat para a colonização de outros ambientes e iii) intercâmbio de dispersores entre os ambientes fragmentados.

Segundo Viana (1990), Fahrig & Merriam (1994) e Metzger (1999), fatores como estrutura e dinâmica de um fragmento serão afetados pelo histórico de perturbação da área (tipo e frequência), pela forma do fragmento e efeito de borda, pelo tipo de vizinhança e pelo grau de isolamento.

O grau de influência do histórico de perturbação dependerá de fatores, tais como (Glenn-Lewin et al., 1992): i) distribuição do distúrbio no espaço; ii) frequência do distúrbio; iii) tamanho da área remanescente; iv) distribuição temporal do distúrbio; v) duração da perturbação e vi) interações entre os fatores de distúrbios. A perturbação pode ocasionar mudanças estruturais no remanescente florestal, conforme resultados obtidos por Oliveira-Filho et al. (1997). Segundo estes autores, após a ocorrência de um fator de perturbação, ocorre um aumento na densidade e área basal dos espécimes. Em relação à área, Saunders et al. (1991) e Metzger (1999) verificaram que quanto menor um fragmento, maior a influência dos fatores externos, de modo que a dinâmica do ecossistema torna-se potencialmente suscetível às variações ambientais diferentes do ambiente de origem.

Apesar da escassez de estudos em relação à forma do fragmento, é conclusivo que fragmentos de forma circular ou arredondada sofram menos interferência de bordadura, apresentando baixa razão borda/interior quando comparados aos fragmentos alongados ou retangulares (Viana, 1990; Metzger, 1999).

forma

Outro importante efeito causado pela fragmentação de hábitat é o efeito borda, que pode ser definido como o resultado da interação entre dois ecossistemas adjacentes, separados por uma transição abrupta (Murcia, 1995). Os efeitos de borda podem se manifestar na alteração das interações biológicas (predação, parasitismo, invasão de exóticas, dentre outras) e das propriedades físicas (luz, temperatura, umidade e alteração das propriedades dos solos). Em geral, as bordas possuem maior diversidade e densidade de espécies, além de maior produtividade biológica, devido à sua maior exposição à radiação solar (Naiman et al., 1989). Resultados obtidos por meio do “Projeto de Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais” (PDBFF), em execução na Amazônia Central desde 1980, confirmam a hipótese de que a fragmentação de florestas altera o microclima pelo aumento do efeito de borda, causando impacto negativo sobre a diversidade faunística que passa a evitar estes ambientes. Além disso, o aumento do estresse hídrico próximo à borda eleva as taxas de mortalidade de árvores, aumentando as clareiras com conseqüente alteração da estrutura e composição da floresta (Laurance, 2001).

Com o processo de fragmentação, a cobertura do solo torna-se pouco diversa e, conseqüentemente, a biomassa e a estrutura são alteradas devido à compactação ou revolvimento das camadas superficiais do solo. Além disso, devido às áreas de entorno geralmente serem ocupadas por áreas agrícolas ou pastagens, o sub-bosque do fragmento torna-se exposto a fatores microclimáticos diferentes das condições anteriores, com a radiação solar alcançando o solo diretamente no período da manhã e no final da tarde. Em decorrência desta variação, as temperaturas diurnas próximas ao solo tendem a aumentar, trazendo conseqüências relevantes para a flora e fauna local (Murcia, 1995). Com a mudança da interceptação da pluviosidade pela retirada da vegetação, ocorre uma alteração na umidade do solo, com prejuízo à ciclagem de nutrientes (Kapos, 1989; Schellas & Greenberg, 1996; Viana et al., 1992). Com

o aumento do escoamento superficial, aumenta o carreamento de partículas, desencadeia-se o processo erosivo e o assoreamento de cursos d'água, provocando a mudança e a depreciação da qualidade da mesma (Silva, 1994; Murcia, 1995).

Devido a este processo de fragmentação, os remanescentes ficam mais sujeitos à atuação dos ventos, resultando em danos para a vegetação como queda e quebra de indivíduos (Laurance & Yensen, 1991). Somado a estes fatores, deve ser considerado o impacto humano sobre o fragmento (poluição, uso indiscriminado de insumos agrícolas, dentre outros procedimentos).

O tipo de vizinhança pode igualmente influenciar a diversidade e a dinâmica dos ecossistemas florestais, uma vez que pode servir de barreira à propagação de sementes, dispersores e polinizadores; servir como fonte de propágulos de espécies invasoras, fonte de poluentes e de perturbação, ou como modificadores climáticos, podendo afetar a estrutura ecológica das comunidades (Viana, 1990; Tilman, 1994; Laurance, 2001). A vizinhança, ou matriz, pode ser dominada por vários tipos de paisagens, como florestas plantadas, agricultura, pastagens ou, ainda, possuir a mesma composição das faixas de vegetação (Thorne, 1993). Laurance (2001), em análise de remanescentes amazônicos, verificou que fragmentos em matriz de floresta secundária possuem menores taxas de extinção quando comparados a fragmentos com matriz de pastagens, já que as florestas secundárias ajudam na proteção das espécies frente às condições externas dos fragmentos. Para Colli et al. (2003), os efeitos de borda geralmente serão mais intensos quanto maior for o contraste entre a estrutura dos fragmentos e a matriz, seja em relação à flora ou à fauna.

Apesar dos vários efeitos causados pela fragmentação dos habitats, os fragmentos remanescentes possuem fundamental papel ecológico na paisagem local e regional, caracterizando-se como potenciais fontes de propágulos, dispersores e polinizadores para o estabelecimento de faixas de vegetação. Estas

(1994) mencionam as diferentes fisionomias, definindo os ambientes que possuem estrutura e composição sob efeito de borda como sendo linhas de corredores ou cercas-vivas.

Alguns autores (Soulé & Gilpin, 1991; Nohlgren & Gustafsson, 1995) incluem a importância temporal e definem corredores como sendo um elemento linear da paisagem que conecta, historicamente, dois ou mais ambientes naturais. Rosenberg et al. (1997) detalham o termo e acrescentam à definição noções da auto-ecologia das espécies, definindo corredor como porção linear de hábitat de vegetação natural que fornece hábitat para fauna, por meio do uso temporário ou permanente da área; porém, esclarecem que nem todas as espécies podem ser encontradas no corredor, devido aos diferentes históricos de vida. Beier & Noss (1998) definem corredores como um hábitat linear para a utilização no manejo de paisagem, com uma matriz diferenciada. Nesta definição, o corredor conecta duas ou mais grandes porções de hábitat e é proposto para a conservação, mantendo nelas a viabilidade de algumas populações biológicas específicas. Jordán (2000), após estudos experimentais, define corredores ecológicos como componentes da paisagem de metapopulações e que conectam populações locais, podendo reduzir a taxa de extinção. Estas metapopulações podem ser definidas como populações temporárias ou flutuantes, dependentes de migração periódica entre áreas interdependentes (Primack & Rodrigues, 2001). Louzada (2000) define os corredores como sendo faixas estreitas de vegetação, interligadas ou não a áreas vegetacionais. Metzger (2003) generaliza o termo, definindo corredor como uma área homogênea (numa determinada escala) e linear da paisagem que se distingue das unidades vizinhas.

Neste contexto, os corredores da região do Sul de Minas abordados neste estudo podem ser definidos como estruturas lineares de vegetação, de várias origens, de largura reduzida (entre 3 e 6m), podendo estar conectados a fragmentos de áreas variadas.

para a conservação da vegetação cujos dispersores e polinizadores não atravessam matrizes abertas (Colli et al, 2003).

Nohlgren & Gustafsson (1995), Metzger (1999) e Louzada (2000) ressaltam a necessidade de estudos em corredores de vegetação em relação à flora, visto que a maioria dos trabalhos aborda apenas a importância dos corredores para a conservação da fauna.

### 2.2.1 Definições

A literatura sobre corredores de vegetação é contraditória devido ao uso ambíguo do termo “corredor”, que frequentemente tem sido usado para descrever os componentes da paisagem com divergentes funções (Rosenberg et al., 1997).

Dunster & Dunster (1954) definem corredor como um elemento de ligação na paisagem, diferente dos demais ambientes do entorno e capaz de conectar duas áreas de hábitat. Bennett (1991) limita o conceito, propondo que sejam considerados como corredores os elementos lineares de 5 a 100m de largura e 0,5 a 5 km de extensão. Norton & Nix (1991) incluem, em sua definição, a importância dos corredores para a preservação da flora, definindo corredores como: “...porções lineares da paisagem que conectam dois ou mais hábitats similares com função de movimentação de indivíduos e promoção do fluxo gênico da flora e fauna”.

Hobbs (1992) amplia a definição, considerando os corredores como faixas de vegetação nativa ou elementos que conectam remanescentes isolados de diferentes estruturas, com diferentes origens e diferentes funções. Noss (1993); Newmark (1993) e Tewksbury et al. (2002) evidenciam a importância funcional dos corredores, definindo estes elementos da paisagem como uma faixa de hábitat natural em que os organismos podem se mover. Meffe & Carroll

(1994) mencionam as diferentes fisionomias, definindo os ambientes que possuem estrutura e composição sob efeito de borda como sendo linhas de corredores ou cercas-vivas.

Alguns autores (Soulé & Gilpin, 1991; Nohlgren & Gustafsson, 1995) incluem a importância temporal e definem corredores como sendo um elemento linear da paisagem que conecta, historicamente, dois ou mais ambientes naturais. Rosenberg et al. (1997) detalham o termo e acrescentam à definição noções da auto-ecologia das espécies, definindo corredor como porção linear de hábitat de vegetação natural que fornece hábitat para fauna, por meio do uso temporário ou permanente da área; porém, esclarecem que nem todas as espécies podem ser encontradas no corredor, devido aos diferentes históricos de vida. Beier & Noss (1998) definem corredores como um hábitat linear para a utilização no manejo de paisagem, com uma matriz diferenciada. Nesta definição, o corredor conecta duas ou mais grandes porções de hábitat e é proposto para a conservação, mantendo nelas a viabilidade de algumas populações biológicas específicas. Jordán (2000), após estudos experimentais, define corredores ecológicos como componentes da paisagem de metapopulações e que conectam populações locais, podendo reduzir a taxa de extinção. Estas metapopulações podem ser definidas como populações temporárias ou flutuantes, dependentes de migração periódica entre áreas interdependentes (Primack & Rodrigues, 2001). Louzada (2000) define os corredores como sendo faixas estreitas de vegetação, interligadas ou não a áreas vegetacionais. Metzger (2003) generaliza o termo, definindo corredor como uma área homogênea (numa determinada escala) e linear da paisagem que se distingue das unidades vizinhas.

Neste contexto, os corredores da região do Sul de Minas abordados neste estudo podem ser definidos como estruturas lineares de vegetação, de várias origens, de largura reduzida (entre 3 e 6m), podendo estar conectados a fragmentos de áreas variadas.

## 2..2.2 Variações fisionômicas e funções

Os principais atributos que interferem diretamente nas funções dos corredores são a forma, a largura, a extensão, a estrutura e a conectividade, além da biologia, ecologia e história de vida das espécies, assim como a necessidade do corredor para a espécie, a sua localização em relação ao fragmento e a pressão antrópica sofrida (Noss, 1987; Saunders et al., 1991; Hobbs, 1992; Lindenmayer, 1994; Nohlgren & Gustafsson, 1995; Forman, 1997; Cameron, 1997; Metzger, 1999).

Devido a estas variações, os corredores podem ser agrupados em cinco tipos principais: i) corredores de distúrbio, encontrados paralelamente a estradas, cercas, instalações elétricas e trilhas, estando associados a áreas antropizadas; ii) corredores de remanescentes de mata que possuem estratificação vertical variada, sendo grande o desafio destes corredores de remanescentes de mata manterem-se na paisagem, já que são susceptíveis a constantes manejos, tais como poda, desbaste e plantios nas adjacências; iii) corredores ambientais (matas ripárias); iv) corredores introduzidos por meio de plantio, classe em que estão incluídos os cinturões verdes, usados no entorno das cidades com o objetivo de manter a qualidade estética local e limitar o crescimento urbano desordenado (Nohlgren & Gustafsson, 1995) e v) corredores de regeneração (ao longo de cercas e muros), que possuem funções específicas no controle de pastagens, fornecimento de produtos vegetais, além do valor estético para a região. Neste caso, predominam uma alta densidade de indivíduos e abundância de espécies de borda, com intensa pressão de insetos e, como sofrem grande efeito de borda, as espécies vegetais presentes são consideradas como resistentes e generalistas. A concentração de animais nestes ambientes atrai predadores dos habitats adjacentes. Algumas espécies deslocam-se para o interior do corredor ou movimentam-se através do mesmo (Forman, 1997).

Em várias localidades do mundo, as cercas-vivas, um típico corredor de regeneração, são estruturas lineares de vegetação que variam em origem e têm funções diferenciadas, conforme o manejo que recebem e são consideradas importantes para a conservação (Baudry et al., 2000). Estes elementos possuem alguns atributos físicos a serem considerados na definição, como a extensão e a proporção de aberturas; 20 metros são considerados a extensão mínima para a definição. As cercas-vivas podem atuar no controle biológico, fornecendo inimigos naturais para o controle populacional das espécies invasoras de culturas agrícolas. Por essa razão, agricultores locais muitas vezes têm interesse em manter estes elementos em sua propriedade (Baudry et al., 2000). Estes elementos lineares possuem muitas funções e contribuições para o refúgio da fauna em países que possuem intensivo uso agrícola. Além disso, os agricultores exercem significativa influência sobre estes elementos, devido às diferentes formas de manejo que adotam nas suas propriedades (Aude et al., 2003). A distribuição das espécies nestes ambientes está diretamente relacionada às condições edáficas e à matriz adjacente Estes fatores interferem na distribuição das plantas, podendo facilitar ou inibir a invasão de espécies oportunistas e invasoras (Blois et al., 2002). Forman (1983) sugere que as plantas, de forma geral e os pequenos mamíferos utilizam as cercas-vivas eficientemente para dispersão. Porém, Fritz & Merriam (1993) evidenciaram que o ambiente de cerca-viva (é, comumente, inapropriado para a dispersão de plantas lenhosas de paisagens fragmentadas.

No estado de Minas Gerais e especificamente na região sul mineira, observam-se várias estruturas lineares de vegetação semelhante fisicamente às cercas-vivas descritas na literatura internacional. Estas estruturas, foco deste estudo, são melhor descritas na seção 2.5.

Thorne (1993) descreve a qualidade do corredor como a propriedade de reter uma elevada diversidade de espécies da vegetação e pouca presença de

invasoras e exóticas. O comportamento da fauna, como é o caso da migração de *Carabidae* (besouros predadores), depende diretamente da qualidade deste ambiente de corredor. Segundo Heinein & Merriam (1990), os fragmentos interligados apenas por corredores de baixa qualidade são mais vulneráveis às extinções locais e os deslocamentos ocorrem preferencialmente por corredores de estrutura complexa. A área de interseção dos corredores também apresenta importante papel no aumento da riqueza de espécies de plantas dispersas por vertebrados (Riffell & Gutzwiller, 1996).

Em estudos com vegetação, Dupré & Ehrlén (2002) sugerem que a qualidade de hábitat freqüentemente se correlaciona mais com a incidência de espécies do que com a configuração espacial e que diferenças nas distribuições das espécies podem ser o resultado dos diferentes requerimentos de hábitats pelas espécies. Estes autores ressaltam que a distribuição das espécies e a estrutura da comunidade de plantas dependem da dispersão entre as porções de hábitat, das extinções estocásticas e das mudanças ambientais.

A estratificação vertical de corredores é extremamente variável. A densidade de espécies varia muito conforme os atributos de cada tipo de corredor, sendo que o fluxo de espécies determina o fluxo biológico e vice-versa (Forman, 1997). Este mesmo autor sugere que, no ambiente de corredor, tanto a riqueza de espécies quanto sua densidade são geralmente elevadas e podem aumentar com a idade do mesmo. Além disso, se realmente os corredores facilitam a movimentação de animais entre hábitats fragmentados, eles podem ter efeitos indiretos sobre as populações de plantas que são polinizadas e dispersas pela fauna. Tewksbury et al. (2002), em seus experimentos, concluíram que há um efeito claro dos corredores sobre a dispersão de sementes. Dessa forma, a maximização da diversidade dependerá do aumento das conexões entre os hábitats (Harris, 1984; Tewksbury et al., 2002). Entretanto, deve ser considerado que os diferentes manejos empregados na agricultura

possuem relevantes impactos sobre a flora dos corredores, principalmente pela introdução de fertilizantes e outros insumos agrícolas (Marshall & Arnold, 1995).

Os corredores, de maneira geral, possuem cinco funções principais, ou seja, podem ser utilizados como: i) hábitat de espécies generalistas e de borda, podendo estar presentes espécies exóticas e agressivas. Espécies raras, geralmente ameaçadas, normalmente estão ausentes e, neste caso, o corredor representa os remanescentes da vegetação nativa da área; ii) condutor, possibilitando o fluxo de energia, tais como água, sedimentos, nutrientes e matéria orgânica, que se movem por força gravitacional, através de dois remanescentes (Thorne, 1993). Em termos biológicos, os corredores podem possibilitar o movimento de animais para dispersão, acasalamento e migração. Por meio deste recurso de movimento, ocorre fluxo gênico e a flora e fauna são capazes de se movimentarem ao longo dos corredores. Porém, muitos atributos do corredor, tais como forma, largura, extensão e complexidade estrutural da vegetação podem afetar o fluxo de espécies; iii) filtro de espécies; esta função depende diretamente da qualidade e das interações ocorrentes entre as espécies animais e vegetais. A qualidade do filtro, porém, pode variar conforme a presença de rupturas em sua extensão, grau de conectividade e largura dos mesmos; iv) fonte de recursos biológicos, podendo ter importante papel na paisagem regional e v) receptor biológico das espécies providas da matriz e dos remanescentes próximos. Em seus estudos, Rosenberg et al. (1997), Gilbert et al. (1998) e Tewksbury et al. (2002) evidenciaram os efeitos positivos dos corredores sobre estes processos e que corredores podem ter conseqüências demográficas e genéticas na região em que estão inseridos e podem proporcionar benefícios, tanto locais quanto regionais, sobre a diversidade biológica.

Almeida & Dário (1995) consideram que as populações faunísticas dos ambientes vizinhos poderão interferir incisivamente na utilização do corredor, já

que muitas espécies são territorialistas. Assim, territórios que se encontram nas margens do corredor podem se ampliar para o interior do mesmo, impedindo, muitas vezes, a passagem de animais para outras regiões (Rolstad, 1991; Nohlgren & Gustafsson, 1995).

Normalmente, as culturas, como matriz, são consideradas como uma fonte extra de alimentos para as espécies, podendo funcionar como área de conexão entre habitats fragmentados. Neste caso, corredores e matriz possuem função complementar dentro da paisagem, já que as espécies que não conseguem deslocar-se através da matriz utilizam o corredor como principal elemento para sua sobrevivência e vice-versa (Boone & Hunter, 1996). Em uma ampla revisão de artigos publicados entre 1980 e 1997, Beier & Noss (1998) concluíram que os corredores, de forma geral, são capazes de serem utilizados como ferramenta na conservação de comunidades biológicas. Porém, muitos questionamentos podem ser levantados, tais como a maior facilidade dos corredores para a propagação de fogo, de espécies exóticas e de doenças, aumento da caça predatória devido à maior visualização dos animais nestes ambientes e comprometimento da estrutura metapopulacional pela integração dos habitats (Simberloff et al., 1992; Simberloff, 1984).

Atualmente, o sucesso dos planos de manejo dos recursos naturais encontra-se fundamentado no conhecimento da paisagem como um todo. Para isso, torna-se necessário estabelecer políticas que prevejam a interligação entre fragmentos e reservas por meio de corredores ou de uma rede de fragmentos menores (Metzger, 1999; Tewksbury et al., 2002).

Devido às evidências de que corredores e fragmentos aumentam a sustentabilidade do ambiente, alternativas de manejo de corredores, tais como a implantação de faixas de árvores ao longo de estradas e cercas, o aumento da largura e o estabelecimento de matas ripárias (conforme indicado pela legislação), podem ser usadas como formas de promover os avanços na

conservação da biodiversidade gênica e de espécies (Harris, 1984; Forman, 1997).

O artigo 11º do Decreto Lei nº 4.340, de 22 de agosto de 2002, descrito no Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza, estabelece que, na ausência de mosaico, o corredor ecológico que interliga unidades de conservação terá o mesmo tratamento da sua zona de amortecimento (Ministério do Meio Ambiente, 2002b).

### **2.3 Histórico dos valos na região**

A primeira notícia oficial da descoberta de ouro no Brasil ocorreu em 1693 e espalhou-se rapidamente. As primeiras jazidas e afloramentos de ouro e diamantes ocorreram numa faixa que se estendia desde a bacia do rio Grande até as cabeceiras do rio Jequitinhonha, onde também se encontrava a maior densidade populacional daquela época. Em 1709, este povoamento intenso culminou com a criação da Capitania de Minas Gerais, a mais povoada do Brasil na época. Na segunda metade do século XVIII, o sul de Minas Gerais foi também ocupado pela criação de gado, com a prática do pastoreio de forma intensiva (Zemella, 1990).

Por volta de 1810, já havia, no território brasileiro, trabalhando em lavouras, cerca de 50 mil escravos. Em Lavras, MG, foram contados mais de 200 negros, cujo primeiro registro data de 15 de janeiro de 1737. Em 1883, segundo a estatística da Província, em Lavras existia uma população de 6.322 escravos, que representava 2,03% do total de escravos da província (A escravidão..., 2004). Os ricos senhores de escravos foram os primeiros a se estabelecer em torno das minas e, forçados pelas condições desfavoráveis do rendimento das lavras de ouro, disponibilizavam grande parte da mão-de-obra

escrava para o trabalho da agricultura de subsistência, principalmente os escravos mais velhos (Zemella, 1990).

Com o limitado potencial aurífero do Sul de Minas Gerais em relação às demais terras da Capitania, no final do século XVIII, as vilas e arraiais próximos à circulação de ouro se viram afetados. Dessa forma, o mineiro se transforma em pequeno agricultor ou criador de gado, ocupando os solos mais férteis de mata. Nesse período, avançava a distribuição de sesmarias aos produtores que se estabeleceram próximo à região das minas. As sesmarias podem ser definidas como lotes de terra, incultos ou abandonados, concedidos por Portugal para aqueles que se dispusessem a cultivá-los. As estradas que ligavam o litoral a Minas Gerais, no século XVIII e XIX, cruzavam a região Sul do estado, onde, neste momento histórico, desenvolvia-se a cafeicultura. A ocupação do Sul de Minas Gerais pelos escravos vindos do litoral permitiu aos cafeicultores da região a obtenção de mão-de-obra para suas fazendas (Filetto, 2000).

Devida à grande abundância de terras disponíveis, não havia limitações ao aumento das áreas de produção. Dessa forma, em 1970, já havia, na região Sudeste, uma ocupação de 12% das terras por lavouras, 42% por pastagens, apenas 6% de ocupação por florestas nativas e o restante por outros usos (Paiva et al., 1973).

Todo este histórico de ocupação e relacionamento da população com o ambiente em que está inserida encontra-se refletido na paisagem atual, onde se percebem um número reduzido de remanescentes florestais, extensas áreas de monoculturas de gêneros alimentícios e de criação de gado. Em escala global, esta situação se repete, já que cerca da metade da destruição das florestas tropicais resulta no cultivo de pequenas plantações para a subsistência e na conversão de áreas em pastagens permanentes ou de uso para a agricultura itinerante (Primack & Rodrigues, 2001).

A estrutura agrária da região do Alto Rio Grande encontra-se extremamente fragmentada, o que propiciou, e ainda propicia, a formação de uma extensa malha de corredores de vegetação nativa. Basicamente existem duas origens distintas destes corredores: (i) as faixas estreitas de vegetação deixadas nos limites das propriedades após o corte raso das florestas e (ii) a colonização pela vegetação nativa dos valos, cercas e muros de pedra utilizados como divisórias entre glebas de terra.

Os valos, provavelmente devido à maior umidade do solo, são naturalmente colonizados por espécies arbóreas das florestas estacionais e de galeria da região formando corredores de vegetação florestal. Estes valos divisores de glebas de terra são extremamente comuns em toda a região estudada.

A vegetação dos valos, na região Sul de Minas, é conhecida popularmente como restinga. Segundo as comunidades tradicionais, os valos foram construídos por escravos no período da colonização e possuíam, aproximadamente, dimensões de 1,5m de largura com a profundidade de 1m. Estas estruturas eram construídas nas propriedades onde não havia a disponibilidade de pedras para a construção de muros, respeitando-se, assim, as características da região. Depois de abolida a escravidão, os valos continuaram a ser construídos por negros que permaneciam nas propriedades e por colonos, muitas vezes em regime de semi-escravidão. Neste período era comum que as mulheres e filhos de escravos também auxiliassem na construção, mas, com o passar do tempo sua construção tornou-se cada vez mais rara.

Ainda de acordo com populares, o valo é considerado um divisor de glebas, com função de impedir a passagem do gado entre propriedades, com capacidade de canalização de água e com importante papel de quebra-vento, inerente à estruturação vegetal. Além disso, muitos produtores constróem cercas aproveitando as árvores dos valos. Por outro lado, os valos podem favorecer o

aparecimento de voçorocas nas propriedades, por serem um canalizador de água, podendo ainda dificultar a passagem de animais, de veículos, de máquinas agrícolas, de linhas de irrigação e construção de curvas de níveis. Em relação às práticas de manejo, os proprietários se referem à necessidade de “controlar a expansão da vegetação fora dos limites do valo, evitando que as espécies arbóreas invadam as áreas de plantio”.

Segundo relatos da população local, na região dos corredores de vegetação florestal e adjacências podem ser encontradas espécies da fauna, como *Tupinambis teguixim* (teiú), *Ameiva ameiva* (lagarto verde), *Bothrops alternatus* (urutu-cruzeiro), *Crotalus durissus* (cascavel), *Chironius carinatus* (cobra verde), *Dasyphus novencintus* (tatu), *Didelphis albiventris* (gambá), *Callithrix penicillata* (mico), *Coendou villosus* (ouriço), *Sylvilago brasiliensis* (coelho), *Olygoryzomys eliurus* (rato-do-mato), *Oryzomys subflavus* (rato-do-mato), *Oryzomys capito* (rato-do-mato), *Felis pardalis* (jaguaritica), *Chrysocyon brachyurus* (lobo-guará), *Cariama cristata* (seriema), *Ramphastes sp.*(tucano), *Penelope sp.*(jacu) e várias outras espécies de aves de pequeno porte. Relatam ainda que “as espécies de animais são muito agredidas pela ação dos agrotóxicos utilizados nas lavouras e que propriedades com corredores têm poucos problemas com pragas”.

A paisagem fragmentada em escala regional envolve fatores relacionados ao histórico da região e, por isso, envolve o conhecimento popular sobre as formas como esta paisagem foi modificada e o relacionamento dos moradores com este ambiente. Uma limitação a este conhecimento é a escassez ou ausência de material bibliográfico documentado e o fato das paisagens locais terem passado por inúmeras mudanças nos ciclos de produção e usos dos recursos. Apesar disso, Rodrigues et al. (2003) sugerem que os proprietários rurais constituem excelente fonte primária de dados históricos na escala de fragmentos, porém, os relatos pessoais estão sujeitos a imprecisões.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Caracterização da área de estudo

O sistema corredor-fragmento estudado está localizado na cidade de Lavras, região do Alto Rio Grande, Sul de Minas Gerais e está compreendido entre as coordenadas  $21^{\circ}17'15.1''\text{S}$  e  $21^{\circ}19'25.2''\text{S}$ ,  $44^{\circ}58'59.3''\text{W}$  e  $44^{\circ}59'53.1''\text{W}$  (Figura 1 e 2). A área de estudo encontra-se a, aproximadamente, 6 km do município de Lavras, na encosta da Serra do Carrapato.

Ao todo foram analisados 8 fragmentos interligados a um corredor de vegetação composto por um eixo principal e 4 ramificações (Figura 2), tendo todos os fragmentos apresentado curso d'água em seu interior. A área total dos fragmentos é de 51,1624ha, variando de 1,0302ha o menor e 12,4011ha o maior (Tabela 1). A extensão total do eixo principal do corredor e suas ramificações é de 5.631m e 4m de largura (2,2524 ha); o eixo principal possui 4.707m e o total das ramificações possui 924m de extensão.



FIGURA 1 Localização geográfica do município de Lavras, Sul de Minas Gerais, Brasil.

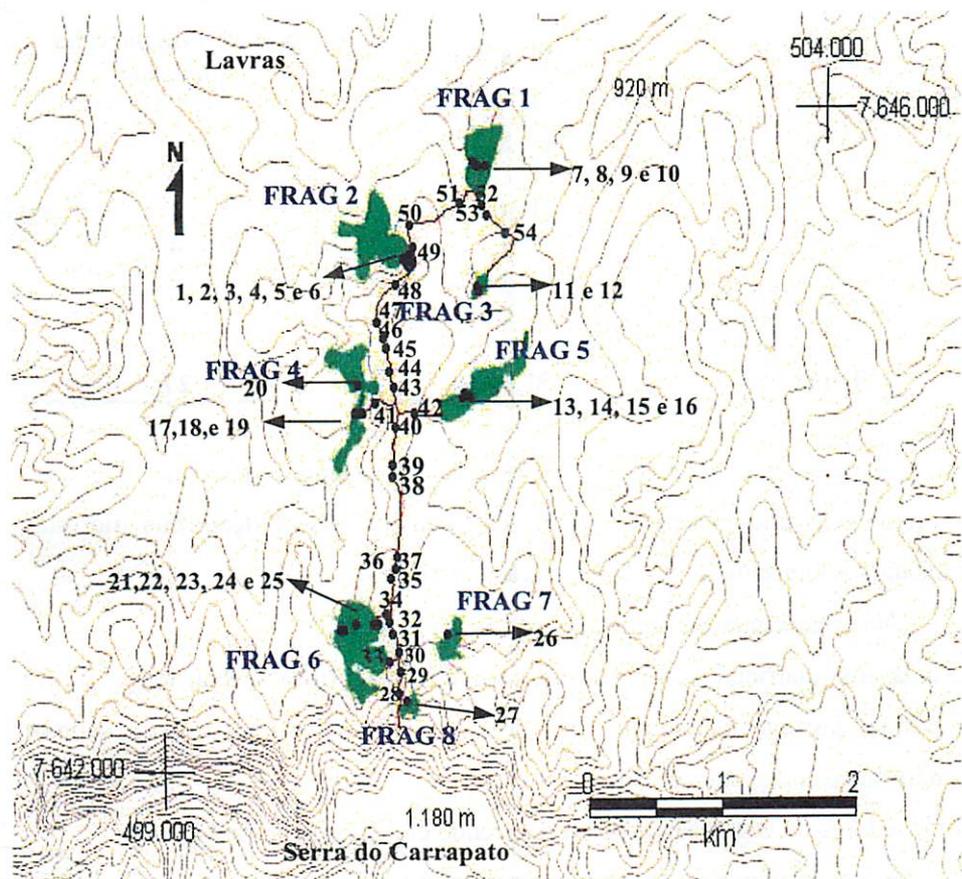


FIGURA 2 Sistema corredor-fragmento analisado, Lavras, Minas Gerais. A numeração de 1 a 27 corresponde às parcelas do ambiente de fragmento, e de 28 a 54, corresponde às parcelas do ambiente de corredor. As coordenadas estão em UTM e as cotas altimétricas em metros (m).

TABELA 1 Caracterização dos fragmentos analisados, Lavras, Minas Gerais.

Fragmentos	Área (ha)	Número de parcelas plotadas
1	7,1997	4
2	11,8452	6
3	1,0302	2
4	7,3661	4
5	7,8013	4
6	12,4011	5
7	2,2593	1
8	1,2595	1
<b>Total</b>	<b>51,1624</b>	<b>27</b>

A vegetação presente na região pode ser definida como uma disjunção do bioma Cerrado, inserida dentro da área de distribuição das florestas estacionais semidecíduais do Sudeste brasileiro (IBGE, 1993).

Na área estudada (Figura 3), podem ser identificados:

- a) uma área matricial, composta por culturas anuais (milho, soja, feijão, dentre outras), pastagens plantadas (*Brachiaria spp.*) para criação de gado, campos naturais e antropizados;
- b) corredores de vegetação arbórea ocorrendo em valos (Figura 4);
- c) porções de hábitat do tipo mosaico, compreendendo vegetação de cerrado sentido amplo, matas de galerias e manchas de florestas estacionais semidecíduais (Figura 5).

O clima da região pode ser definido, segundo a classificação de Köppen, como do tipo Cwa, com precipitação média anual de 1.529,7mm e temperatura média anual de 19,4°C (Brasil, 1992; Ometto, 1981). A altitude mínima na área de estudo é de 920m e a máxima de 1.180m.

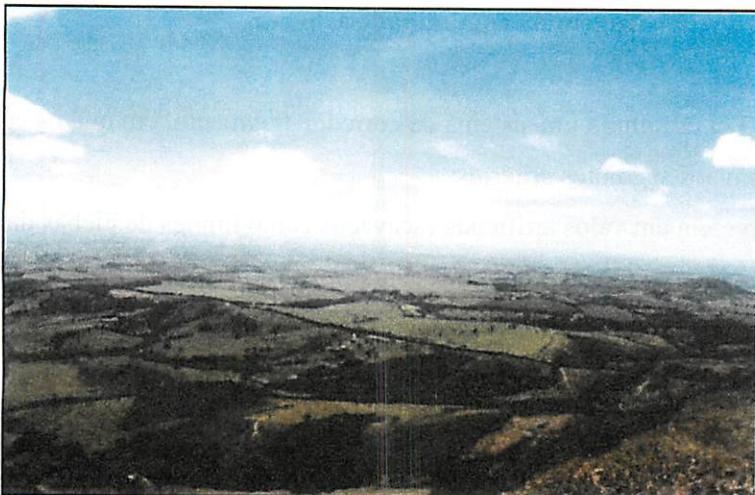


FIGURA 3 Vista geral da área de estudo, Lavras, Minas Gerais.



FIGURA 4 Vista parcial do eixo principal do corredor na área de estudo, Lavras, Minas Gerais.

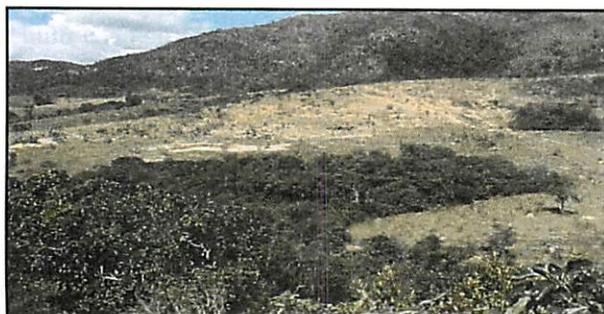


FIGURA 5 Vista parcial do fragmento 7 na área de estudo, Lavras, Minas Gerais.

### 3.2 Amostragem da comunidade arbórea

Foi escolhido um sistema de corredor-fragmento, em que os corredores obedeciam aos seguintes critérios:

- (1) ocorressem em valos artificiais escavados como limites de glebas de terra;
- (2) fossem representativos dos corredores de valos da região;
- (3) interligassem fragmentos florestais.

*Amostragem nos fragmentos:* nos 8 fragmentos encontrados no sistema corredor-fragmento, foi alocado, sistematicamente, um número de parcelas proporcionais ao tamanho da área de cada fragmento, totalizando 27 parcelas de  $200\text{m}^2$  (14,14m x 14,14m). As parcelas foram alocadas próximo ao curso d'água existente no interior de cada fragmento, na borda do mesmo e na área intermediária entre as duas situações, procurando abranger a máxima variação ambiental da área (Figura 2).

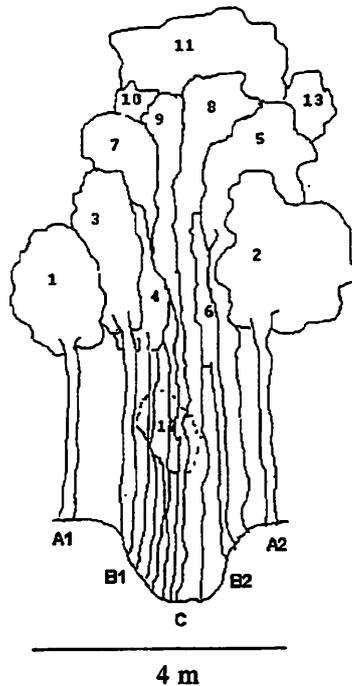
*Amostragem dos corredores de vegetação:* nos 5 corredores encontrados no sistema corredor-fragmento, foram alocadas, aleatoriamente, 27 parcelas de 4m de largura (média encontrada entre as larguras dos corredores) por 50m de comprimento, correspondendo a uma área de  $200\text{m}^2$  por parcela, sendo respeitada a distância mínima de 10m entre as parcelas (Figura 2).

As parcelas foram alocadas utilizando-se estacas de cano de PVC e fitilhos de plástico nos quatro vértices. A extensão de cada unidade amostral foi determinada com auxílio de trena, sendo a declividade do terreno corrigida pelo nivelamento da trena.

*Levantamento florístico e estrutural:* no levantamento estrutural foram registrados todos os indivíduos contidos no interior das unidades amostrais com CAP (circunferência à altura do peito, a 1,30m do solo) maior ou igual a 15,67cm, correspondente a 5cm de DAP (diâmetro a altura do peito). As medidas de CAP foram feitas utilizando fita métrica e, posteriormente,

transformadas em valores de DAP. Foram também registradas as alturas estimadas por um único pesquisador durante todas as campanhas de campo.

No ambiente de corredor foi ainda registrada a localização de cada indivíduo conforme a sua ocupação diferenciada nos setores de secção do valo. Estas secções foram discriminadas por A (borda do valo), B (parede do valo) e C (fundo do valo) (Figura 6).



**FIGURA 6** Diagrama de perfil idealizado, indicando os setores de secção do valo (A: borda do valo, B: parede do valo e C: fundo do valo) e as espécies (1. *Myrcia velutina*; 2. *Alibertia concolor*; 3. *Alibertia concolor*; 4. *Rudgea viburnoides*; 5. *Ocotea pulchella*; 6. *Myrcia velutina*; 7. *Myrsine umbellata*; 8. *Tapirira guianensis*; 9. *Ocotea pulchella*; 10. *Protium spruceanum*; 11. *Copaifera langsdorffii*, 12. *Rudgea viburnoides* e 13. *Pera glabrata*).

Para o levantamento florístico, foram utilizadas todas as espécies encontradas nas parcelas do levantamento estrutural, acrescidas daquelas encontradas por caminhamento aleatório ao longo dos corredores e fragmentos estudados. As coletas dos dados estruturais e florísticos foram realizadas no período de maio a julho de 2003.

Os espécimes arbóreos amostrados receberam uma plaqueta metálica contendo um número identificador, para que possam ser reavaliadas futuramente em estudos de dinâmica da comunidade vegetal e outros estudos relacionados a esta linha de pesquisa. As espécies foram identificadas em campo, quando possível, ou foram coletadas para posterior identificação.

O material botânico foi herborizado segundo as técnicas convencionais (Mori et al., 1989) e identificado por meio de comparações com o acervo do Herbário ESAL, da Universidade Federal de Lavras, por consulta à literatura e a especialistas. As espécies foram classificadas conforme o sistema *Angiosperm Phylogeny Group* (APG, 2003). Os espécimes foram, então, depositados no Herbário ESAL.

### 3.3 Análise do solo

Em cada unidade amostral foram coletadas três amostras simples de solo, equidistantes entre si, na profundidade de 0-20cm. Estas amostras foram misturadas, compondo uma amostra composta por parcela. Posteriormente a este procedimento, foi escolhida uma parcela de corredor de maior representatividade deste ambiente. Nesta parcela foram coletadas 15 amostras simples de solo, sendo 6 amostras no setor A do valo, 6 no setor B e 3 no setor C, representando assim toda a parcela.

O complexo sortivo, pH em água e carbono orgânico foram determinados segundo Vettori (1969) e EMBRAPA (1997). A análise granulométrica foi realizada pelo método de Bouyoucus (EMBRAPA, 1997).

Para verificar as diferenças entre os setores seccionais do valo em relação aos atributos químicos e texturais do solo, foram realizados testes estatísticos. Primeiramente, os dados das variâncias foram verificados quanto à homogeneidade e normalidade de variância, pelo teste de Bartlett e, posteriormente, comparados por meio de análise de variância e submetidos ao teste de Tukey (Zar, 1996).

Toda a área foi percorrida intensamente, sendo feitas observações por meio da abertura de trincheiras e tradagens sempre que necessário, conforme metodologia proposta por Lemos & Santos (1984). Foi utilizada, para os devidos procedimentos, carta topográfica 1:50.000 da área. Após o exame dos perfis no campo e das análises laboratoriais (EMBRAPA, 1997), os solos foram classificados de acordo com EMBRAPA (2000).

### 3.4 Análise de gradientes

Foram utilizadas diferentes técnicas para análise dos gradientes ambientais e da vegetação. Estas técnicas compreendem a análise de componentes principais (PCA) (Orlói, 1966), a análise de correspondência retificada (DCA) (Hill & Gauch, 1980) e a análise de correspondência canônica (CCA) (ter Braak, 1987). As análises da PCA e DCA foram realizadas pela utilização do programa PC-ORD for Windows, versão 4.14 (McCune & Mefford, 1999). Para a análise CCA, foi utilizado o programa CANOCO (ter Braak, 1988).

A PCA, descrita inicialmente por Pearson (1901), constitui-se de uma análise em que se utiliza uma matriz de dados ambientais para se obter uma

máxima variação entre as parcelas (Rodrigues et al., 2003; Kent & Coker, 1992). Apesar da PCA apresentar a limitação na ordenação de dados de espécies, por requerer variáveis de distribuição normal, ela sintetiza, consistentemente, as variáveis a componentes principais, produzindo a ordenação das parcelas. A matriz analisada pela PCA conteve as variáveis envolvendo atributos químicos dos solos, tais como pH, P, K, Na, Ca, Mg, Al, H+Al, SB (soma de bases trocáveis), t (capacidade de troca catiônica efetiva), T (capacidade de troca catiônica a pH 7,0), V (índice de saturação de bases), MO (matéria orgânica) e análise textural (silte, argila e areia). As variáveis V, MO, silte, argila e areia foram transformadas pela expressão arco-seno (raiz (x)), já que tratam-se de dados proporcionais (McCune & Mefford, 1997). Os grupos de solo foram acrescidos à matriz para verificação de sua correlação com os demais componentes da análise.

Na DCA, os padrões de variações ambientais são considerados para inferências *a posteriori* (Palmer, 1993), já que estas não são inseridas diretamente na ordenação dos gradientes. Neste estudo, a DCA foi utilizada para se obter a ordenação das parcelas, conforme a utilização da matriz de abundância das espécies por parcelas. Dessa forma, a matriz utilizada foi composta da abundância de indivíduos por parcela para as 61 espécies que apresentaram nove ou mais indivíduos no total amostrado. Segundo Causton (1988), esta seleção de espécies com maior número de indivíduos se justifica, já que as espécies menos abundantes contribuem pouco para a eficiência da análise dos dados. Os valores de abundância foram logaritimizados ( $\ln(x+1)$ ), a fim de que fossem compensados os desvios provocados pelos valores muito discrepantes. A obtenção da ordenação das espécies pela DCA permitiu também a comparação com os padrões obtidos pela CCA.

A CCA, diferentemente das demais análises indiretas, incorpora em uma ordenação as correlações e regressões entre dados florísticos e fatores

ambientais, encontrando a combinação linear das variáveis ambientais que otimizam a dispersão das médias ponderadas das espécies (Kent & Coker, 1992). Assim, a CCA é um método de ordenação direta, em que o resultado da ordenação é o produto da variabilidade dos dados ambientais e da variabilidade dos dados florísticos (Rodrigues et. al, 2003; Kent & Coker, 1992). As matrizes utilizadas para esta análise foram a matriz das variáveis ambientais e a matriz de abundância das espécies por parcela (a mesma utilizada na DCA).

Em uma primeira análise, foram utilizadas todas as variáveis químicas e físicas dos solos, acrescidas da variável fator borda. Este fator foi calculado conforme proposto por Oliveira-Filho et al. (1997), sendo considerados 100m como o raio de ação máxima deste efeito. Após esta primeira análise, foram retiradas todas as variáveis que produziram um índice de inflação elevado no eixo 2 e que não apresentaram correlação significativa nos dois primeiros eixos de ordenação ( $p < 0,05$ ).

A CCA final foi processada utilizando-se as variáveis categóricas corredor e fragmento e as variáveis quantitativas V (índice de saturação de bases) e m (índice de saturação de alumínio). As variáveis categóricas corredor e fragmento foram acrescidas na análise para que se pudesse gerar uma ordenação espacial artificial dos dois ambientes e, assim, verificar melhor as correlações com as variáveis químicas do solo m e V.

### **3.5 Análises estruturais e ambientais comparativas**

Para a análise estrutural da comunidade vegetal do sistema corredor-fragmento foram calculados os seguintes parâmetros fitossociológicos, para o total de espécies e para cada ambiente separado: densidade, frequência, dominância (parâmetros absolutos e relativos) e valor de importância da

vegetação (Mueller-Dambois & Ellenberg, 1974). Para tais cálculos foi utilizado o programa EXCEL for Windows.

Foi realizada também a distribuição de frequência diamétrica e de altura dos indivíduos amostrados, utilizando-se amplitudes crescentes, para compensação do forte decréscimo da densidade de indivíduos nas classes superiores, conforme indicado por Oliveira-Filho et al. (2001).

Foi aplicado o teste não-paramétrico qui-quadrado ( $\chi^2$ ) (Júnior & Páglia, 2003; Kent & Coker, 1992) para os seguintes cálculos: preferência das espécies com 20 ou mais indivíduos pelos ambientes de corredor ou de fragmento; preferência das espécies pelos diferentes setores de secção do valo (A, B, C); comparação entre corredores e fragmentos, em termos de distribuição diamétrica.

Para verificação das diferenças de área basal e densidade nos ambientes de corredor e de fragmento, foi realizado o teste Kruskal-Wallis (Sokal & Rohlf, 1995). Este teste é basicamente uma análise de variância não paramétrica (Júnior & Páglia, 2003).

Para a verificação da distribuição das espécies ao longo do eixo principal do corredor (mais importante em extensão) foi construído um histograma de abundância para as 10 espécies de maior densidade neste ambiente ( $N \geq 46$ ).

Para a análise da diversidade florística, foram calculados os índices de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e equabilidade de Pielou ( $J$ ) (Brower & Zar, 1984), para a amostra total e para os ambientes de corredor e de fragmento separados. Foi aplicado o teste t de Hutcheson (Zar, 1996) para a verificação das diferenças entre os índices de diversidade dos dois ambientes. Calcularam-se também os estimadores “jackknife” de primeira e segunda ordem, para estimação do número esperado de espécies nos ambientes de corredor e fragmento (Palmer, 1991).

Para verificação do esforço amostral foi construída a curva espécie-área para a área total.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Caracterização geomorfológica da região

A área de estudo é nitidamente dividida em dois ambientes distintos, sendo observados diversos solos intermediários (por exemplo, Latossolos cambissólicos e Cambissolos latossólicos). A primeira porção da área, cerca de 10%, localizada na posição mais próxima à encosta da Serra do Carrapato, é composta por micaxistos e quartzitos do Grupo Andrelândia do Proterozóico Superior (1.100–570 milhões de anos). Esse ambiente possui relevo bastante ondulado (8%–20%), chegando mesmo a forte ondulado (20%–45%) em alguns locais. Os solos nesse trecho são, em ordem de abundância, Cambissolos Háplicos Tb distróficos, Argissolos Amarelos e Vermelho-Amarelos distróficos e Latossolos Amarelos distróficos, todos relativamente rasos. Devido à influência do quartzito há uma tendência de os solos nesse ambiente terem textura média (teor de argila entre 15% e 35%). Devido à pobreza química do material de origem, os solos desse ambiente tendem a ser álicos (saturação por Al >50%), com baixíssima fertilidade natural. Constatou-se que a parcela 25 estava instalada em área de deposição aluvionar sobre um Cambissolo Háplico Tb distrófico fase terraço. Por toda a área, não é incomum encontrarem-se linhas de pedras entre os horizontes B e C do solo, além de afloramentos de rochas esporádicos.

A segunda porção da área, cerca de 90% do total, tem como substrato granitos e gnaisses do Complexo Barbacena do Arqueano (>2.500 milhões de anos). O relevo tende a ser menos íngreme que na primeira porção, sendo predominantemente suave-ondulado (3%–8%). Este relevo é pitorescamente chamado de “Mar de Morros”. Os solos dominantes são Latossolos Vermelho-Amarelos e Vermelhos distróficos e Cambissolo Háplicos Tb distróficos. De modo geral, os solos deste ambiente tendem a ser argilosos (teor de argila entre

35% e 60%), distróficos (saturação por Al <50% e saturação por bases <50%) e mais profundos que os da primeira porção. Embora não possam ser considerados férteis, os solos desta segunda porção oferecem condições bem mais propícias ao desenvolvimento vegetal, o que é refletido no maior aproveitamento agrícola da área. No fragmento 3 observou-se ainda a presença de Gleissolo Háplico Tb distrófico, caracterizando um local de maior umidade, mas sem reflexo significativo em outras propriedades do solo (Professor João José Granate de Sá e Mello Marques, DCS-UFLA, comunicação pessoal).

#### 4.2 Composição florística

Foram registradas 168 espécies, distribuídas em 120 gêneros e 54 famílias (Tabela 2). As famílias que mais contribuíram com o número de espécies foram Myrtaceae (18), Lauraceae (10), Fabaceae/Faboideae (9), Melastomataceae (8), Rubiaceae e Asteraceae (7), Moraceae e Annonaceae (6). As demais famílias totalizaram 97 espécies, tendo 19 delas apresentado apenas uma espécie.

Apesar da família Euphorbiaceae não constar entre as cinco mais diversas na região de estudo, a área pode ser considerada como pertencente às florestas semidecíduas do Sudeste, pela similaridade florística com os demais fragmentos estudados na região (Oliveira-Filho & Fontes, 2000). Isto pode ser evidenciado pela presença de espécies como *Cordia sellowiana*, *Machaerium villosum* e *Jacaranda macrantha*. Algumas espécies típicas de cerrado também foram encontradas neste estudo, tais como *Stryphnodendron adstringens* e *Rudgea viburnoides*, conforme indicações de Oliveira-Filho & Ratter (2002). A espécie *Clethra scabra*, considerada representante das florestas Altimontanas, foi também uma das espécies encontradas no presente estudo.

TABELA 2 Lista florística das espécies arbóreas encontradas no sistema corredor-fragmento, região do Alto Rio Grande, município de Lavras, Minas Gerais. As espécies estão organizadas por família, seguidas dos nomes vulgares e número de registro no Herbário ESAL. As espécies indicadas por \* foram registradas no levantamento florístico realizado fora das parcelas. As espécies indicadas em negrito se referem às novas espécies registradas para a região.

Famílias e espécies	Nomes vulgares	Número
<b>ANACARDIACEAE</b>		
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engler	Aroeirinha	18194
<i>Tapirira guianensis</i> Aublet	Pombeiro	18195
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) Mitchell	Pau-de-pombo	18196
<b>ANNONACEAE</b>		
<i>Annona cacans</i> Warm.	Araticum-cagão	18197
<i>Duguetia lanceolata</i> A. St.-Hil.	Biribá	18198
<i>Gutteria nigrescens</i> Mart.	Araticum-seco	18199
<i>Rollinia laurifolia</i> Schltl.	Araticum-bravo	18200
<i>Rollinia sericea</i> (R.E.Fries) R.E.Fries	Cortiça	18201
<i>Xylopia brasiliensis</i> Sprengel *	Pindaíba	18202
<b>APOCYNACEAE</b>		
<i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.	Guatambu	18203
<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll.Arg.	Peroba	18204
<i>Aspidosperma spruceanum</i> Benth.	Peroba	18205
<b>AQUIFOLIACEAE</b>		
<i>Ilex cerasifolia</i> Reissek	Congonha-peluda	18206
<i>Ilex conocarpa</i> Reissek	Catuaba-do-mato	18207
<b>ARALIACEAE</b>		
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne & Planchon	Maria-mole	18208
<i>Scheffera macrocarpa</i> (Cham. & Schltl.) D.Frodin	Mandiocão	18209
<b>ARECACEAE</b>		
<i>Geonoma pohliana</i> Mart.*		18210
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Jerivá	18211
<b>ASTERACEAE</b>		
<i>Dasyphyllum brasiliense</i> (Sprengel) Cabrera*	Espinho-de-agulha	18212
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	Candeia	18213
<i>Eremanthus incanus</i> (Less.) Less.	Candeia	18214
<i>Gochnatia paniculata</i> (Less.) Cabrera	Cambarazinho	18215
<i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker	Cambará-do-campo	18216
<i>Vernonanthura diffusa</i> (Less.) H.Robinson	Cambará	18217
<i>Vernonanthura discolor</i> (Less.) H.Robinson	Cambará	18218
<b>BIGNONIACEAE</b>		
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.*	Caroba-do-campo	18219
<i>Tabebuia ochracea</i> (Cham.) Rizz.	Piúna-do-campo	18220
<i>Tabebuia serratifolia</i> (Vahl) Nichols	Ipê-amarelo	18221
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau	Bolsa-de-pastor	18222

Continua...

TABELA 2, Cont.

Famílias e espécies	Nomes vulgares	Número
<b>BORAGINACEAE</b>		
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Chá-de-bugre	18223
<b>BURSERACEAE</b>		
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aublet) Marchand	Breu-vermelho	18224
<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engler	Amescla	18225
<i>Protium widgrenii</i> Engler	Amescla-branca	18226
<b>CANNABACEAE</b>		
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacquin) Sargent	Esporão-de-galo	18227
<b>CELASTRACEAE</b>		
<i>Cheilochlinium cognatum</i> (Miers.) A.C.Smith		18228
<b>CHLORANTHACEAE</b>		
<i>Hedyosmum brasiliense</i> Mart.		18229
<b>CLETHRACEAE</b>		
<i>Clethra scabra</i> Pers.	Vassourão	18230
<b>CLUSIACEAE</b>		
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.		18231
<i>Clusia criuva</i> Cambess.*		18232
<i>Vismia brasiliensis</i> Choisy	Purga-de-vento	18233
<b>CUNONIACEAE</b>		
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	Açoita-cavalo	18234
<b>CYATHEACEAE</b>		
<i>Cyathea phalerata</i> Mart.		18235
<b>EBENACEAE</b>		
<i>Diospyros hispida</i> A.DC.	Olho-de-boi	18236
<b>ERYTHROXYLACEAE</b>		
<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E.Schulz	Fruta-de-pomba	18237
<i>Erythroxylum daphnites</i> Mart.		18238
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.		18239
<b>EUPHORBIACEAE</b>		
<i>Gymnanthes concolor</i> (Sprengel) Müll.Arg.	Batinga	18240
<i>Alchornea triplinervea</i> (Sprengel) Müll.Arg.	Tanheiro	18241
<i>Croton floribundus</i> Sprengel	Capichingui	18242
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp.	Pau-de-sapateiro	18243
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Visgueiro	18244
<b>FABACEAE/CAESALPINIOIDEAE</b>		
<i>Bauhinia longifolia</i> (Bongard) Steudel	Pata-de-vaca	18245
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Copaiba	18246
<i>Senna rugosa</i> (G.Don) H.S. Irwin & Barneby		18247
<b>FABACEAE/FABOIDEAE</b>		
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	Leiteirinha-do-córrego	18248
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Sucupira-preta	18249
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.		18250
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	Bico-de-andorinha	18251
<i>Machaerium lanceolatum</i> (Vell.) Macbr.		18252
<i>Machaerium nictitans</i> (Vell.) Benth.	Jacarandá-roxo	18253
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	Jacarandá-mineiro	18254

Continua...

TABELA 2, Cont.

Famílias e espécies	Nomes vulgares	Número
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms*		18255
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	Jacarandá-branco	18256
<b>FABACEAE/MIMOSOIDEAE</b>		
<i>Inga vera</i> Willd.		18257
<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby & Grimes		18258
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) Macbr.	Pau-jacaré	18259
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Cov.	Barbatimão	18260
<b>LACISTEMATACEAE</b>		
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	cafeeiro-do-campo	18261
<b>LAMIACEAE</b>		
<i>Aegiphila lhotskiana</i> Cham.	Pau-de-papagaio	18262
<i>Vitex cymosa</i> Bert.		18263
<i>Vitex polygama</i> Cham.	Maria-preta	18264
<b>LAURACEAE</b>		
<i>Endlicheria paniculata</i> (Sprengel) Macbr.	Canela-do-brejo	18265
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees		18266
<i>Nectandra nitidula</i> Nees	Canela-amarela	18267
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	Canela-ferrugem	18268
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisner) Mez	Canela-bosta	18269
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	Sassafrás	18270
<i>Ocotea pulchella</i> Mart.	Canela-preta	18271
<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer		18272
<i>Persea pyriformis</i> Nees & Mart.	Massaranduba	18273
<i>Rhodostemonodaphne macrocalyx</i> (Meisn.)		18274
<b>Madriñán</b>		
<b>LYTHRACEAE</b>		
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	Dedaleiro	18275
<b>MAGNOLIACEAE</b>		
<i>Talauma ovata</i> A.St.-Hil.	Pinha-do-brejo	18276
<b>MALPIGHIACEAE</b>		
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth		18277
<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	Murici-do-mato	18278
<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) Rich. ex Juss.		18279
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A.Juss.	Folha-de-prata	18280
<b>MALVACEAE</b>		
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutamba	18281
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Açoita-cavalo	18282
<b>MELASTOMATACEAE</b>		
<i>Miconia albicans</i> Triana	Canela-de-velho	18283
<i>Miconia argyrophylla</i> DC.	Casca-de-arroz	18284
<i>Miconia cinerascens</i> Miq.		18285
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin*	Jacatirão	18286
<i>Miconia pepericarpa</i> DC.	Santo-antônio	18287
<i>Miconia tristis</i> Sprengel	Jacatirão	18288
<i>Tibouchina granulosa</i> Cogn	Quaresmeira	18289
<i>Trembleya parviflora</i> (D.Don) Cogn.		18290
<b>MELIACEAE</b>		

Continua...

TABELA 2, Cont.

<b>Famílias e espécies</b>	<b>Nomes vulgares</b>	<b>Número</b>
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Canjerana	18291
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro-rosa	18292
<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.		18293
<i>Trichilia pallens</i> C.DC.	Catiguá	18294
<i>Trichilia pallida</i> Swartz	Catiguá	18295
<b>MONIMIACEAE</b>		
<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins		18296
<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	Pimenteira-brava	18297
<b>MORACEAE</b>		
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul		18298
<i>Ficus gomelleira</i> Kunth & Bouché	Figueira	18299
<i>Ficus mexiae</i> Standley	Figueira	18300
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don.	Moreira	18301
<i>Naucleopsis oblongifolia</i> (Standl.) C.C.Berg.		18302
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baillon) W.Burger*	Canxim	18303
<b>MYRSINACEAE</b>		
<i>Myrsine guianensis</i> (Aublet) Kuntze	Pororoca-cascuda	18304
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Pororoca	18305
<i>Stylogyne ambigua</i> (Mart.) Mez*		18306
<b>MYRTACEAE</b>		
<i>Calycorectes acutatus</i> (Miq.) Toledo	Grumixama	18307
<i>Calyptranthes clusiifolia</i> (Miq.) O.Berg	Jaborandi	18308
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	Casaqueira	18309
<i>Eugenia florida</i> DC.	Pimenteira	18310
<i>Eugenia hyemalis</i> Cambess.		18311
<i>Gomidesia affinis</i> (Cambess.) D.Legrand	Guamirim	18312
<i>Gomidesia lindeniana</i> O.Berg		18313
<i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.		18314
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.		18315
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.		18316
<i>Myrcia rostrata</i> DC.	Cambuí	18317
<i>Myrcia variabilis</i> DC.		18318
<i>Myrcia velutina</i> O.Berg	Piúna	18319
<i>Myrcia venulosa</i> DC.	Guamirim-do-campo	18320
<i>Psidium guineense</i> Swartz		18321
<i>Psidium rufum</i> Mart.*	Goiabeira-do-mato	18322
<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg	Piúna	18323
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	Jambo	18324
<b>NYCTAGINACEAE</b>		
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell		18325
<b>OCHNACEAE</b>		
<i>Ouratea castaneifolia</i> (D.C.) Engl.		18326
<b>PHYLLANTHACEAE</b>		
<i>Hyeronima ferruginea</i> Müll.Arg.		18327
<b>POLYGONACEAE</b>		

Continua...

TABELA 2, Cont.

Famílias e espécies	Nomes vulgares	Número
<i>Coccoloba alnifolia</i> Casar.		18328
<b>PROTEACEAE</b>		
<i>Euplassa incana</i> (Klotzsch) Johnston	Cabatã	18329
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	Carne-de-vaca	18330
<b>ROSACEAE</b>		
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urban	Marmelinho	18331
<b>RUBIACEAE</b>		
<i>Alibertia concolor</i> (Cham.) K. Schum.		18332
<i>Amaioua guianensis</i> Aublet	Marmelada	18333
<i>Faramea cyanea</i> Müll. Arg.	Cafezinho	18334
<i>Guettarda uruguensis</i> Cham. & Schtdl.		18335
<i>Ixora warmingii</i> Müll. Arg.	Ixora-do-mato	18336
<i>Psychotria sessilis</i> (Vell.) Müll. Arg.	Araçá-bravo	18337
<i>Rudgea viburnoides</i> (Cham.) Benth.	Congonha	18338
<b>RUTACEAE</b>		
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Mamica-de-porca	18339
<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engler		18340
<b>SALICACEAE</b>		
<i>Casearia decandra</i> Jacquin	Espeto	18341
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briquet		18342
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	Espeto-peludo	18343
<i>Casearia sylvestris</i> Swartz	Erva-lagarto	18344
<i>Xylosma ciliatifolium</i> (Clos) Eichler	Espinho-de-judeu	18345
<b>SAPINDACEAE</b>		
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil.) Radlk.		18346
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Camboatã	18347
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Camboatã	18348
<b>SAPOTACEAE</b>		
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engler		18349
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hooker & Arnot) Radlk.		18350
<b>SIPARUNACEAE</b>		
<i>Siparuna apiosyce</i> (Mart.) A. DC.		18351
<i>Siparuna guianensis</i> Aublet	Negramina	18352
<b>STYRACACEAE</b>		
<i>Styrax camporus</i> Pohl	Cotovelo	18353
<i>Styrax pohlii</i> A. DC.	Salgueiro	18354
<b>SYMPLOCACEAE</b>		
<i>Symplocos pubescens</i> Klotzsch	Sete-sangrias	18355
<b>TERNSTROEMIIACEAE</b>		
<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.		18356
<b>THYMELAEACEAE</b>		
<i>Daphnopsis brasiliensis</i> Mart. & Zucc.	Embira-branca	18357
<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisner) Nevling	Embira-vermelha	18358
<b>URTICACEAE</b>		
<i>Boehmeria caudata</i> Swartz*		18359
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul		18360

Continua...

TABELA 2, Cont.

Famílias e espécies	Nomes vulgares	Número
<b>VOCHYSIACEAE</b>		
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	Pau-de-tucano	18361

Espécies representantes das florestas Baixo-montanas também foram encontradas, tais como *Hyeronima ferruginea*, *Protium widgreni*, *Calyptranthes clusiiifolia* e *Vismia brasiliensis*. Além disso, foram encontradas espécies associadas à condição ripária, como *Talauma ovata*, *Calophyllum brasiliense*, *Endlicheria paniculata* e *Hyeronima ferruginea*, dentre outras. Estes resultados corroboram a afirmação de Oliveira-Filho et al. (1994) em considerar a região como fisionomia vegetal do tipo mosaico, com representações das mais variadas fitofisionomias.

Considerando-se os resultados obtidos por Pereira (2003), em análise de 20 fragmentos da região do Alto Rio Grande, Minas Gerais, foram acrescentadas, neste estudo, sete novas espécies que ainda não possuíam referência no registro da flora regional: *Geonoma pohliana*, *Erythroxylum daphnites*, *Senna rugosa*, *Rhodostemonodaphne macrocalyx*, *Byrsonima crassifolia*, *Byrsonima verbascifolia* e *Ouratea castaneifolia*. Estes resultados evidenciam a particularidade deste tipo de ambiente ainda não amostrado e a importância de estudos desta natureza.

O trabalho realizado mais próximo da área de estudo (aproximadamente a 7 km) foi o de Dalanesi (2003), na floresta do “Parque Florestal Quedas do Rio Bonito”, onde foram registradas 211 espécies, número este superior ao encontrado neste trabalho. Isto se deve ao esforço amostral diferenciado (2,4 ha, em relação a 1,08 deste estudo) e às variações nos gradientes topográficos ocorrentes no referido estudo de Dalanesi (2003). Em relação aos demais estudos realizados na região até 2003, Pereira (2003) encontrou uma média de 248 espécies para fragmentos acima de 50 ha, tendo neste estudo sido

encontradas 168 espécies. Isto, provavelmente, se deve ao fato de o ambiente em estudo possuir vários pequenos fragmentos, ao contrário das outras áreas estudadas na região onde constam fragmentos únicos e maiores, corroborando as indicações da teoria de biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson, 1967), de que fragmentos menores tendem a possuir menos espécies.

Do total de espécies encontradas, 21,46% são consideradas raras, conforme a classificação de Martins (1991), ou seja, possuem apenas um indivíduo amostrado no total de parcelas. Comparando-se à amplitude da porcentagem de espécies raras encontradas na Mata Atlântica (9,23% a 39,52%) e à da floresta Amazônica (25,14% a 56,02%), o valor encontrado se assemelha mais aos valores encontrados na Mata Atlântica. É relevante notar que, dentre as 36 espécies raras encontradas, *Byrsonima crassifolia*, *Ouratea castaneifolia* e *Senna rugosa* compõem a listagem das espécies de primeira ocorrência na região. Além disso, *Byrsonima crassifolia* e *Senna rugosa* encontram-se em ambiente de corredor onde existe uma grande exposição das espécies a pressões antrópicas, podendo torná-las susceptíveis ao desaparecimento local, conforme observado por Marshall & Arnold (1995) e Forman (1997).

### **4.3 Estrutura e diversidade da comunidade arbórea**

#### **4.3.1 Variações espaciais**

Na área amostral total (1,08 ha), foram registrados 2.797 indivíduos com DAP  $\geq$  5 cm (diâmetro a altura do peito a 1,30m do solo), pertencentes a 157 espécies e 54 famílias e 112 gêneros (Tabela 3).

TABELA 3 Espécies arbóreas amostradas nas 54 parcelas do sistema corredor-fragmento (1,08 ha), no município de Lavras, Minas Gerais, com seus respectivos parâmetros fitossociológicos. As siglas indicam: VI= valor de importância; NI=número de indivíduos; DA=densidade absoluta; DoA=dominância absoluta; FA=frequência absoluta, Cor e Frag indicam os valores encontrados para os ambientes de corredor e de fragmento, respectivamente. As espécies estão ordenadas por VI Total decrescente.

Espécie	VI			NI		DA (ind ha <sup>-1</sup> )		DoA (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )		FA	
	Total	Cor	Frag	Cor	Frag	Cor	Frag	Cor	Frag	Cor	Frag
<i>Tapirira guianensis</i>	20,59	19,49	22,15	109	89	201,85	164,81	0,551	0,249	81,48	81,48
<i>Protium spruceanum</i>	18,24	11,49	30,51	73	139	135,19	257,41	0,232	0,367	74,07	70,37
<i>Copaifera langsdorffii</i>	14,13	17,41	7,58	65	24	120,37	44,44	0,591	0,07	77,78	48,15
<i>Ocotea pulchella</i>	12,82	17,24	4,78	106	18	196,3	33,33	0,432	0,022	81,48	40,74
<i>Pera glabrata</i>	12,54	12,87	11,87	65	40	120,37	74,07	0,348	0,139	70,37	51,85
<i>Myrcia velutina</i>	10,22	8,38	13,47	66	67	122,22	124,07	0,095	0,107	66,67	59,26
<i>Alibertia concolor</i>	10,11	10,96	8,57	90	39	166,67	72,22	0,144	0,039	74,07	62,96
<i>Tapirira obtusa</i>	9,62	4,61	18,55	18	76	33,33	140,74	0,114	0,23	37,04	51,85
<i>Myrsine umbellata</i>	9,1	8,77	9,51	73	47	135,19	87,04	0,094	0,039	66,67	66,67
<i>Protium widgrenii</i>	8,69	8,83	8,41	52	33	96,3	61,11	0,16	0,065	70,37	51,85
<i>Rudgea viburnoides</i>	7,76	10,92	2,73	90	8	166,67	14,81	0,123	0,008	81,48	29,63
<i>Marlierea racemosa</i>	6,86	7,54	5,58	49	22	90,74	40,74	0,15	0,039	48,15	37,04
<i>Myrcia venulosa</i>	6,32	7,38	4,61	63	18	116,67	33,33	0,093	0,029	48,15	33,33
<i>Platypodium elegans</i>	6,16	8,05	2,59	48	8	88,89	14,81	0,218	0,01	33,33	25,93
<i>Vochysia tucanorum</i>	5,94	3,24	11,03	20	28	37,04	51,85	0,073	0,167	18,52	37,04
<i>Bowdichia virgilioides</i>	5,55	4,86	7,11	23	17	42,59	31,48	0,103	0,107	40,74	25,93
<i>Eugenia hyemalis</i>	5,23	5,47	5,03	40	18	74,07	33,33	0,062	0,045	48,15	29,63
<i>Lithraea molleoides</i>	4,68	4,56	5	29	18	53,7	33,33	0,074	0,05	37,04	25,93

Continua...

TABELA 3, Cont.

Espécie	VI			NI		DA (ind ha <sup>-1</sup> )		DoA (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )		FA	
	Total	Cor	Frag	Cor	Frag	Cor	Frag	Cor	Frag	Cor	Frag
<i>Calophyllum brasiliense</i>	4,61	0,24	12,75	1	32	1,85	59,26	0,001	0,203	3,7	37,04
<i>Psidium guineense</i>	4,4	2,9	6,95	14	30	25,93	55,56	0,021	0,051	40,74	40,74
<i>Faramea cyanea</i>	4,32	6,05	1,47	51	7	94,44	12,96	0,102	0,011	29,63	7,41
<i>Dendropanax cuneatus</i>	3,65	3,63	3,63	20	13	37,04	24,07	0,042	0,015	40,74	33,33
<i>Byrsonima laxiflora</i>	3,6	4,86	1,69	26	4	48,15	7,41	0,066	0,018	51,85	11,11
<i>Ilex conocarpa</i>	3,56	3,24	4	19	18	35,19	33,33	0,032	0,013	37,04	33,33
<i>Machaerium nictitans</i>	3,54	4,72	1,03	8	2	14,81	3,7	0,217	0,011	11,11	7,41
<i>Casearia decandra</i>	3,46	4,47	1,83	26	7	48,15	12,96	0,052	0,004	48,15	18,52
<i>Luehea divaricata</i>	3,45	3,84	2,45	8	5	14,81	9,26	0,158	0,025	14,81	18,52
<i>Persea pyrifolia</i>	3,32	4,83	0,77	18	2	33,33	3,7	0,109	0,004	44,44	7,41
<i>Hyeronima ferruginea</i>	2,95	2,42	3,71	9	9	16,67	16,67	0,064	0,032	18,52	29,63
<i>Casearia sylvestris</i>	2,57	2,47	2,72	13	10	24,07	18,52	0,017	0,009	33,33	25,93
<i>Ilex cerasifolia</i>	2,38	2,66	1,97	14	8	25,93	14,81	0,016	0,005	37,04	18,52
<i>Machaerium villosum</i>	2,31	1,62	3,42	5	12	9,26	22,22	0,032	0,028	18,52	22,22
<i>Styrax camporus</i>	2,28	3,79	-	20	-	37,04	-	0,034	-	48,15	-
<i>Ficus gomelleira</i>	2,24	3,35	-	5	-	9,26	-	0,158	-	7,41	-
<i>Ocotea corymbosa</i>	2,07	2,21	1,77	8	5	14,81	9,26	0,037	0,007	25,93	18,52
<i>Dalbergia miscolobium</i>	1,89	2,63	0,68	11	2	20,37	3,7	0,042	0,002	29,63	7,41
<i>Prunus myrtifolia</i>	1,74	2,69	-	12	-	22,22	-	0,087	-	11,11	-
<i>Protium heptaphyllum</i>	1,69	2,11	1,03	11	3	20,37	5,56	0,022	0,003	25,93	11,11
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	1,67	2,52	0,32	17	1	31,48	1,85	0,033	0	22,22	3,7
<i>Guatteria nigrescens</i>	1,66	0,46	3,51	2	13	3,7	24,07	0,002	0,017	7,41	29,63
<i>Siparuna guianensis</i>	1,62	1,32	2,05	8	7	14,81	12,96	0,004	0,004	18,52	22,22
<i>Rollinia laurifolia</i>	1,61	1,74	1,48	9	4	16,67	7,41	0,016	0,013	22,22	11,11
<i>Vernonanthura diffusa</i>	1,6	2,57	-	9	-	16,67	-	0,055	-	25,93	-
<i>Ixora warmingii</i>	1,42	0,46	2,94	2	11	3,7	20,37	0,002	0,018	7,41	22,22

Continua...

TABELA 3, Cont.

Espécie	VI			NI		DA (ind ha <sup>-1</sup> )		DoA (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )		FA	
	Total	Cor	Frag	Cor	Frag	Cor	Frag	Cor	Frag	Cor	Frag
<i>Celtis iguanaea</i>	1,4	2,24	-	10	-	18,52	-	0,05	-	18,52	-
<i>Aegiphila lhotskiana</i>	1,37	2,05	0,33	10	1	18,52	1,85	0,021	0,001	25,93	3,7
<i>Miconia tristis</i>	1,35	1,75	0,75	11	3	20,37	5,56	0,01	0,002	22,22	7,41
<i>Cecropia pachystachya</i>	1,34	0,45	2,74	2	13	3,7	24,07	0,001	0,014	7,41	18,52
<i>Vitex cymosa</i>	1,3	1,76	0,32	2	1	3,7	1,85	0,077	0	7,41	3,7
<i>Casearia lasiophylla</i>	1,29	1,73	0,65	9	2	16,67	3,7	0,006	0,001	25,93	7,41
<i>Machaerium lanceolatum</i>	1,22	1,51	0,78	6	3	11,11	5,56	0,013	0,002	22,22	7,41
<i>Talauma ovata</i>	1,22	-	3,24	-	12	-	22,22	-	0,029	-	18,52
<i>Lacistema hasslerianum</i>	1,21	1,6	0,66	7	2	12,96	3,7	0,006	0,001	25,93	7,41
<i>Daphnopsis fasciculata</i>	1,17	1,52	0,67	6	3	11,11	5,56	0,013	0,005	22,22	3,7
<i>Ternstroemia brasiliensis</i>	1,17	1,7	0,34	9	1	16,67	1,85	0,022	0,001	18,52	3,7
<i>Erythroxylum deciduum</i>	1,12	1,87	-	12	-	22,22	-	0,013	-	22,22	-
<i>Vismia brasiliensis</i>	1,12	-	2,92	-	12	-	22,22	-	0,021	-	18,52
<i>Miconia pepericarpa</i>	1,11	1,57	0,45	7	2	12,96	3,7	0,004	0,002	25,93	3,7
<i>Naucleopsis mello-barretoii</i>	1,1	-	2,8	-	14	-	25,93	-	0,013	-	18,52
<i>Clethra scabra</i>	1,02	0,89	1,23	3	3	5,56	5,56	0,014	0,008	11,11	11,11
<i>Lamanonia ternata</i>	1,02	1,39	0,32	3	1	5,56	1,85	0,043	0,001	11,11	3,7
<i>Stryphnodendron adstringens</i>	1	0,81	1,32	3	4	5,56	7,41	0,01	0,008	11,11	11,11
<i>Calycorectes acutatus</i>	0,96	-	2,61	-	15	-	27,78	-	0,028	-	3,7
<i>Guazuma ulmifolia</i>	0,93	1,54	-	6	-	11,11	-	0,015	-	22,22	-
<i>Calyptranthes clusifolia</i>	0,92	0,76	1,23	4	5	7,41	9,26	0,003	0,009	11,11	7,41
<i>Miconia cinerascens</i>	0,9	1,47	-	8	-	14,81	-	0,022	-	14,81	-
<i>Vernonanthura discolor</i>	0,89	1,4	-	5	-	9,26	-	0,037	-	11,11	-
<i>Cordia sellowiana</i>	0,88	0,54	1,42	2	5	3,7	9,26	0,007	0,009	7,41	11,11
<i>Siphoneugena densiflora</i>	0,86	0,73	1,02	3	3	5,56	5,56	0,014	0,003	7,41	11,11
<i>Annona cacans</i>	0,78	1,27	-	9	-	16,67	-	0,015	-	11,11	-

Continua...

TABELA 3, Cont.

Espécie	VI			NI		DA (ind ha <sup>-1</sup> )		DoA (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )		FA	
	Total	Cor	Frag	Cor	Frag	Cor	Frag	Cor	Frag	Cor	Frag
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	0,77	0,24	1,62	1	6	1,85	11,11	0,002	0,012	3,7	11,11
<i>Eremanthus erythropappus</i>	0,76	0,31	1,44	2	4	3,7	7,41	0,002	0,006	3,7	14,81
<i>Leucochloron incuriale</i>	0,76	1,25	-	9	-	16,67	-	0,015	-	11,11	-
<i>Nectandra nitidula</i>	0,76	0,73	0,76	6	2	11,11	3,7	0,013	0,004	3,7	7,41
<i>Diospyros hispida</i>	0,73	1,16	-	3	-	5,56	-	0,029	-	11,11	-
<i>Miconia albicans</i>	0,73	1	0,33	5	1	9,26	1,85	0,005	0,001	14,81	3,7
<i>Cyathea phalerata</i>	0,72	-	1,84	-	7	-	12,96	-	0,01	-	14,81
<i>Tabebuia serratifolia</i>	0,72	0,98	0,32	4	1	7,41	1,85	0,007	0	14,81	3,7
<i>Mollinedia argyrogyna</i>	0,7	1,13	-	5	-	9,26	-	0,021	-	11,11	-
<i>Myrsine guianensis</i>	0,69	1,13	-	7	-	12,96	-	0,014	-	11,11	-
<i>Tibouchina granulosa</i>	0,68	1,13	-	6	-	11,11	-	0,009	-	14,81	-
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i>	0,65	0,56	0,74	3	2	5,56	3,7	0,013	0,003	3,7	7,41
<i>Inga vera</i>	0,64	0,8	0,34	3	1	5,56	1,85	0,018	0,001	7,41	3,7
<i>Erythroxylum cuneifolium</i>	0,58	0,96	-	6	-	11,11	-	0,008	-	11,11	-
<i>Gochnatia paniculata</i>	0,54	-	1,39	-	4	-	7,41	-	0,01	-	11,11
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	0,47	0,79	-	4	-	7,41	-	0,005	-	11,11	-
<i>Hedyosmum brasiliense</i>	0,46	-	1,17	-	6	-	11,11	-	0,006	-	7,41
<i>Maclura tinctoria</i>	0,46	0,55	0,32	3	1	5,56	1,85	0,004	0	7,41	3,7
<i>Tabebuia ochracea</i>	0,45	0,51	0,34	2	1	3,7	1,85	0,005	0,001	7,41	3,7
<i>Andira fraxinifolia</i>	0,44	0,22	0,8	1	2	1,85	3,7	0	0,005	3,7	7,41
<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	0,43	-	1,19	-	2	-	3,7	-	0,015	-	7,41
<i>Siparuna apiosyce</i>	0,4	0,45	0,32	2	1	3,7	1,85	0,001	0,001	7,41	3,7
<i>Eremanthus incanus</i>	0,39	-	1,01	-	3	-	5,56	-	0,008	-	7,41
<i>Myrcia variabilis</i>	0,38	0,63	-	4	-	7,41	-	0,005	-	7,41	-
<i>Croton floribundus</i>	0,37	-	1,08	-	1	-	1,85	-	0,02	-	3,7

Continua...

TABELA 3, Cont.

Espécie	VI			NI		DA (ind ha <sup>-1</sup> )		DoA (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )		FA	
	Total	Cor	Frag	Cor	Frag	Cor	Frag	Cor	Frag	Cor	Frag
<i>Euplassa incana</i>	0,37	-	0,99	-	5	-	9,26	-	0,009	-	3,7
<i>Nectandra grandiflora</i>	0,37	0,36	0,36	1	1	1,85	1,85	0,008	0,001	3,7	3,7
<i>Symplocos pubescens</i>	0,34	0,33	0,32	1	1	1,85	1,85	0,007	0	3,7	3,7
<i>Endlicheria paniculata</i>	0,31	0,22	0,44	1	2	1,85	3,7	0	0,001	3,7	3,7
<i>Myrcia rostrata</i>	0,3	-	0,77	-	2	-	3,7	-	0,004	-	7,41
<i>Ocotea odorifera</i>	0,3	-	0,85	-	1	-	1,85	-	0,014	-	3,7
<i>Rhodostemonodaphne macrocalyx</i>	0,29	0,48	-	3	-	5,56	-	0,008	-	3,7	-
<i>Schefflera macrocarpa</i>	0,29	0,48	-	2	-	3,7	-	0,003	-	7,41	-
<i>Cheiloclinium cognatum</i>	0,28	0,24	0,34	1	1	1,85	1,85	0,002	0,001	3,7	3,7
<i>Erythroxylum daphnites</i>	0,28	-	0,7	-	2	-	3,7	-	0,003	-	7,41
<i>Eugenia florida</i>	0,28	-	0,69	-	2	-	3,7	-	0,002	-	7,41
<i>Alchornea triplinervea</i>	0,27	-	0,67	-	2	-	3,7	-	0,002	-	7,41
<i>Bauhinia longifolia</i>	0,27	0,23	0,32	1	1	1,85	1,85	0,001	0	3,7	3,7
<i>Gomidesia affinis</i>	0,27	-	0,67	-	2	-	3,7	-	0,002	-	7,41
<i>Nectandra oppositifolia</i>	0,27	-	0,66	-	2	-	3,7	-	0,002	-	7,41
<i>Ocotea velutina</i>	0,27	-	0,65	-	2	-	3,7	-	0,001	-	7,41
<i>Rollinia sericea</i>	0,27	-	0,67	-	2	-	3,7	-	0,002	-	7,41
<i>Trichilia pallida</i>	0,27	0,46	-	2	-	3,7	-	0,002	-	7,41	-
<i>Byrsonima verbascifolia</i>	0,26	0,45	-	2	-	3,7	-	0,001	-	7,41	-
<i>Coccoloba alnifolia</i>	0,26	0,22	0,32	1	1	1,85	1,85	0	0	3,7	3,7
<i>Guettarda uruguensis</i>	0,26	0,45	-	2	-	3,7	-	0,001	-	7,41	-
<i>Lafoensia pacari</i>	0,26	0,45	-	2	-	3,7	-	0,001	-	7,41	-
<i>Psychotria sessilis</i>	0,26	-	0,64	-	2	-	3,7	-	0,001	-	7,41
<i>Trichilia pallens</i>	0,24	0,39	-	2	-	3,7	-	0,007	-	3,7	-
<i>Piptocarpha rotundifolia</i>	0,23	0,37	-	2	-	3,7	-	0,005	-	3,7	-

Continua...

TABELA 3, Cont.

Espécie	VI			NI		DA (ind ha <sup>-1</sup> )		DoA (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )		FA	
	Total	Cor	Frag	Cor	Frag	Cor	Frag	Cor	Frag	Cor	Frag
<i>Ficus mexiae</i>	0,21	0,34	-	1	-	1,85	-	0,007	-	3,7	-
<i>Guapira noxia</i>	0,21	0,35	-	2	-	3,7	-	0,004	-	3,7	-
<i>Trembleya parviflora</i>	0,21	-	0,54	-	3	-	5,56	-	0,002	-	3,7
<i>Cedrela fissilis</i>	0,2	0,32	-	1	-	1,85	-	0,006	-	3,7	-
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	0,2	0,32	-	1	-	1,85	-	0,006	-	3,7	-
<i>Duguetia lanceolata</i>	0,19	-	0,47	-	2	-	3,7	-	0,002	-	3,7
<i>Matayba elaeagnoides</i>	0,18	-	0,47	-	1	-	1,85	-	0,005	-	3,7
<i>Ouratea castaneifolia</i>	0,16	-	0,41	-	1	-	1,85	-	0,003	-	3,7
<i>Amaioua guianensis</i>	0,15	-	0,37	-	1	-	1,85	-	0,002	-	3,7
<i>Roupala brasiliensis</i>	0,15	0,25	-	1	-	1,85	-	0,002	-	3,7	-
<i>Aspidosperma spruceanum</i>	0,14	0,23	-	1	-	1,85	-	0,001	-	3,7	-
<i>Byrsonima crassifolia</i>	0,14	0,24	-	1	-	1,85	-	0,001	-	3,7	-
<i>Cabrlea canjerana</i>	0,14	0,23	-	1	-	1,85	-	0,001	-	3,7	-
<i>Daphnopsis brasiliensis</i>	0,14	-	0,36	-	1	-	1,85	-	0,002	-	3,7
<i>Gymnanthes concolor</i>	0,14	-	0,34	-	1	-	1,85	-	0,001	-	3,7
<i>Myrcia multiflora</i>	0,14	-	0,36	-	1	-	1,85	-	0,002	-	3,7
<i>Vitex polygama</i>	0,14	0,23	-	1	-	1,85	-	0,001	-	3,7	-
<i>Allophylus edulis</i>	0,13	-	0,32	-	1	-	1,85	-	0	-	3,7
<i>Aspidosperma parvifolium</i>	0,13	0,22	-	1	-	1,85	-	0,001	-	3,7	-
<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	0,13	-	0,33	-	1	-	1,85	-	0,001	-	3,7
<i>Brosimum gaudichaudii</i>	0,13	0,22	-	1	-	1,85	-	0,001	-	3,7	-
<i>Casearia gossypiosperma</i>	0,13	-	0,32	-	1	-	1,85	-	0,001	-	3,7
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	0,13	0,23	-	1	-	1,85	-	0,001	-	3,7	-
<i>Cupania vernalis</i>	0,13	-	0,33	-	1	-	1,85	-	0,001	-	3,7
<i>Gomidesia lindeniana</i>	0,13	-	0,33	-	1	-	1,85	-	0,001	-	3,7

Continua...

TABELA 3, Cont.

Espécie	VI			NI		DA (ind ha <sup>-1</sup> )		DoA (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )		FA	
	Total	Cor	Frag	Cor	Frag	Cor	Frag	Cor	Frag	Cor	Frag
<i>Guarea kunthiana</i>	0,13	-	0,32	-	1	-	1,85	-	0	-	3,7
<i>Machaerium hirtum</i>	0,13	-	0,32	-	1	-	1,85	-	0	-	3,7
<i>Miconia argyrophylla</i>	0,13	-	0,32	-	1	-	1,85	-	0,001	-	3,7
<i>Mollinedia widgrenii</i>	0,13	-	0,32	-	1	-	1,85	-	0,001	-	3,7
<i>Myrcia fallax</i>	0,13	0,22	-	1	-	1,85	-	0	-	3,7	-
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	0,13	-	0,33	-	1	-	1,85	-	0,001	-	3,7
<i>Sapium glandulosum</i>	0,13	-	0,32	-	1	-	1,85	-	0,001	-	3,7
<i>Senna rugosa</i>	0,13	0,23	-	1	-	1,85	-	0,001	-	3,7	-
<i>Styrax pohlii</i>	0,13	-	0,32	-	1	-	1,85	-	0,001	-	3,7
<i>Syzygium jambos</i>	0,13	-	0,33	-	1	-	1,85	-	0,001	-	3,7
<i>Xylosma ciliatifolium</i>	0,13	-	0,33	-	1	-	1,85	-	0,001	-	3,7
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	0,13	0,23	-	1	-	1,85	-	0,001	-	3,7	-

Conforme pode ser observado na Tabela 3, ocorreram espécies exclusivas em cada tipo de ambiente. Das 7 espécies com primeiro registro na região (Tabela 2), 4 foram exclusivas do ambiente de corredor (*Rhodostemonodaphne macrocalyx*, *Senna rugosa*, *Byrsonima crassifolia*, *Byrsonima verbascifolia*), 2 foram exclusivas do ambiente de fragmento (*Erythroxylum daphnites* e *Ouratea castaneifolia*), sendo que *Geonoma pohliana* foi registrada apenas no levantamento florístico. Além disso, das 36 espécies consideradas raras na amostragem, 14 foram encontradas exclusivamente em corredores, sendo elas *Aspidosperma parvifolium*, *Aspidosperma spruceanum*, *Syagrus romanzoffiana*, *Zeyheria montana*, *Senna rugosa*, *Byrsonima crassifolia*, *Cabralea canjerana*, *Cedrela fissilis*, *Brosimum gaudichaudii*, *Ficus mexiae*, *Myrcia fallax*, *Roupala brasiliensis*, *Chrysophyllum marginatum* e *Vitex polygama*. A exclusividade de algumas espécies nos corredores pode evidenciar que estes são importantes elementos na paisagem regional, por conterem uma parte importante da diversidade vegetal nativa da região, complementando as porções de habitats remanescentes, conforme citado por Hobbs (1992).

Dentre as espécies levantadas, *Ocotea odorifera* e *Ocotea pulchella* foram classificadas na categoria “em perigo de extinção” conforme Mendonça & Lins (2000). Esta categoria se refere às espécies que não estão criticamente em perigo, mas correm alto risco de extinção na natureza em futuro próximo. A espécie *Ocotea odorifera*, neste estudo, exclusiva do ambiente de fragmento, foi inserida nesta categoria devido à restrição da sua distribuição, à ampla destruição do seu habitat e ao isolamento, declínio e tamanho reduzido de suas populações. A espécie *Ocotea pulchella*, com preferência, neste estudo, pelo ambiente de corredor e considerada entre as 10 espécies de maior densidade na área de estudo, foi inserida nesta categoria devido à distribuição do seu habitat e ao declínio e isolamento de suas

populações. Estes dados confirmam as evidências anteriores da importância da conservação dos dois ambientes (corredor e fragmento) devido às características florísticas próprias de cada um deles e sua relevante diversidade biológica.

Os índices de diversidade de Shannon-Wiener (Tabela 4) encontrados para o corredor (3,899 nat/ind), fragmento (3,782 nat/ind) e para o sistema corredor-fragmento (4,012 nat/ind) situam-se entre os valores encontrados para as florestas semidecíduas da região (3,37 a 4,29 nat/ind), conforme Pereira (2003). Além disso, o sistema estudado encontra-se entre os 13 dos 20 fragmentos de maior índice de diversidade da região do Alto Rio Grande, conforme resultados obtidos por Pereira (2003). Este índice pode ser considerado eficaz para a comparação entre diferentes trabalhos, uma vez que independe das diferenças de amostragem (Martins, 1991). O Teste t de Hutcheson verificou diferença significativa ( $t=2,32$  ;  $p<0,01$ ) de diversidade entre o ambiente de corredores e o de fragmentos, tendo o ambiente de corredor apresentado maior índice.

**TABELA 4** Parâmetros da diversidade de espécies encontradas no sistema corredor-fragmento, Lavras, Minas Gerais.

<b>Variáveis</b>	<b>Corredor</b>	<b>Fragmento</b>	<b>Total</b>
Número de parcelas (200m <sup>2</sup> )	27	27	54
Número de indivíduos	1677	1120	2797
Densidade (ind ha <sup>-1</sup> )	3105,56	2074,07	5179,63
Altura média (m)	5,40±2,31	7,36±4,59	6,18±3,55
Diâmetro médio (cm)	12,53±8,70	10,76±6,52	11,82±7,94
Área basal (m <sup>2</sup> . ha <sup>-1</sup> )	3,10	1,41	4,51
Número de espécies exclusivas	42	43	-
Número de espécies nas parcelas	114	116	157
Ind. de Shannon, H' (nats. indiv. <sup>-1</sup> )	3,899	3,782	4,012
Equabilidade de Pielou, J	0,823	0,796	0,794
Estimador "jackknife" de 1ª ordem	142,9	159,3	-
Estimador "jackknife" de 2ª ordem	155,5	179,6	-

Em relação à equabilidade de Pielou (Tabela 4), os índices encontrados no presente estudo estão no intervalo de valores registrados para a região do Alto Rio Grande, embora entre os mais baixos quando comparados com os demais fragmentos estudados até o ano de 2003 (Pereira, 2003), evidenciando a ocorrência de dominância ecológica. No corredor, esta dominância pode ser evidenciada pela presença das espécies: *Tapirira guianensis* (109), *Ocotea pulchella* (90), *Alibertia concolor* (106), *Rudgea viburnoides* (90), *Myrsine umbellata* (73), *Protium spruceanum* (73), *Myrcia velutina* (66), *Copaifera langsdorffii* (65), *Pera glabrata* (65) e *Myrcia venulosa* (63). Estas espécies representam 47,7% do total de indivíduos amostrados neste ambiente.

Para o ambiente de fragmento, as 10 espécies mais abundantes foram: *Protium spruceanum* (139), *Tapirira guianensis* (89), *Tapirira obtusa* (76), *Myrcia velutina* (67), *Myrsine umbellata* (47), *Pera glabrata* (40), *Alibertia concolor* (39), *Protium widgrenii* (33), *Calophyllum brasiliense* (32) e *Psidium guineense* (30). Estas espécies representam 52,86% dos indivíduos amostrados neste ambiente. Estes resultados sugerem que existe uma tendência a uma maior dominância ecológica de espécies em ambiente de fragmento em relação ao corredor, conforme os valores de equabilidade apresentados na Tabela 4. Esta dominância ecológica por algumas espécies é bastante comum em florestas tropicais, especialmente entre as florestas estacionais do Brasil Central (Oliveira-Filho & Ratter, 2000). Estes resultados indicam que as diferenças significativas entre os índices de diversidade devem-se às variações da equabilidade, já que os valores de riqueza apresentados pelos ambientes de corredor e fragmento são próximos, 114 e 116 espécies, respectivamente (Tabela 4).

Os resultados obtidos pelos estimadores “jackknife” indicaram uma riqueza potencial superior à obtida na amostragem realizada (Tabela 4). Isto se deve ao fato de que as florestas tropicais são caracteristicamente ricas em

espécies e, raramente, levantamentos neste tipo de vegetação amostram o número de espécies estimado pelos “jackknifes” (Kent & Coker, 1992). Os resultados obtidos pelos estimadores “jackknife” indicaram um maior potencial de riqueza para o ambiente de fragmento, evidenciado pelo menor acúmulo de espécies pela curva espécie-área neste ambiente (Figura 7). Provavelmente, estes resultados se devem à maior heterogeneidade ambiental e à menor homogeneidade na distribuição das espécies nos fragmentos ( $J=0,796$ ) quando comparados aos corredores ( $J=0,823$ ).

Os resultados do teste qui-quadrado para as 29 espécies com 18 ou mais indivíduos confirmaram as evidências de preferências diferenciadas das espécies pelos ambientes de corredor ou de fragmento (Tabela 5).

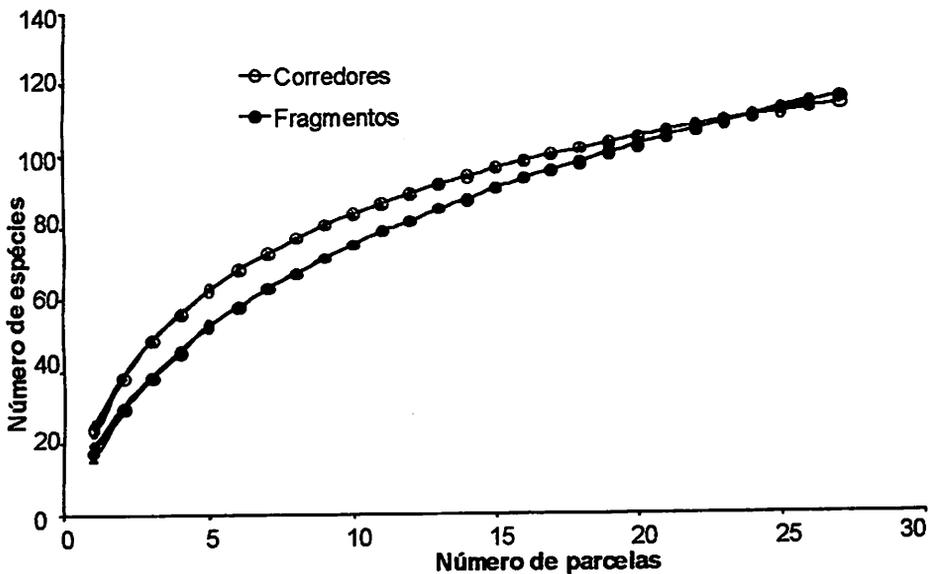


FIGURA 7 Curva espécie-área para o esforço amostral no sistema corredor-fragmento, município de Lavras, Minas Gerais.

TABELA 5 Teste qui-quadrado ( $\chi^2$ ) para as 29 espécies de maior densidade, (com 18 ou mais indivíduos), conforme a preferência pelo ambiente de corredor ou de fragmento. As siglas Obs e Esp indicam os valores observados e esperados, respectivamente. Os valores esperados foram calculados baseando-se na hipótese de não haver preferência das espécies pelos ambientes; p= nível de significância; Pref ambiental= preferência ambiental das espécies; C= corredor; F= fragmento.

Espécies	Corredor	Fragmento	$\chi^2$	p	Pref. ambiental
	Obs/Esp	Obs/Esp			
<i>Alibertia concolor</i>	90/77	39/52	5,17	0,0229	C
<i>Bowdichia virgilioides</i>	15/19	17/13	2,28	0,1309	-
<i>Byrsonima laxiflora</i>	26/18	4/12	8,91	0,0028	C
<i>Calophyllum brasiliense</i>	1/20	32/13	4,54	0,0001	F
<i>Casearia decandra</i>	26/20	7/13	4,87	0,0272	C
<i>Casearia sylvestris</i>	13/14	10/9	0,11	0,7367	-
<i>Copaifera langsdorffii</i>	65/53	24/36	6,34	0,0118	C
<i>Dendropanax cuneatus</i>	20/20	13/13	0,00	0,9393	-
<i>Eugenia hyemalis</i>	34/31	18/21	0,64	0,4201	-
<i>Faramea cyanea</i>	51/35	7/23	18,90	0,0001	C
<i>Ilex cerasifolia</i>	14/13	8/9	0,12	0,7246	-
<i>Ilex conocarpa</i>	19/22	18/14	1,14	0,2853	-
<i>Lithraea molleoides</i>	28/27	18/18	0,01	0,8994	-
<i>Marlierea racemosa</i>	49/42	22/28	2,42	0,1194	-
<i>Myrcia velutina</i>	66/80	67/53	5,91	0,0150	F
<i>Myrcia venulosa</i>	62/48	18/32	10,25	0,0014	C
<i>Myrsine umbellata</i>	58/63	47/42	0,97	0,3237	-
<i>Ocotea pulchella</i>	106/74	18/50	23,65	0,0001	C
<i>Alibertia concolor</i>	90/77	39/52	5,17	0,0229	C
<i>Persea pyrifolia</i>	18/12	2/8	7,52	0,0061	C
<i>Platypodium elegans</i>	47/33	8/22	14,89	0,0001	C
<i>Protium spruceanum</i>	73/127	139/85	57,52	0,0001	F
<i>Protium widgrenii</i>	49/49	33/33	0,00	0,9703	-
<i>Psidium guineense</i>	14/26	30/18	14,51	0,0001	F
<i>Rudgea viburnoides</i>	73/48	8/32	36,70	0,0001	C
<i>Styrax camporus</i>	20/12	0/8	13,35	0,0002	C
<i>Tapirira guianensis</i>	109/119	89/79	1,98	0,1588	-
<i>Tapirira obtusa</i>	18/56	76/38	65,20	0,0001	F
<i>Vochysia tucanorum</i>	20/29	28/19	6,69	0,0097	F

As espécies com preferência por ambiente de corredor foram: *Faramea cyanea*, *Ocotea pulchella*, *Platypodium elegans*, *Rudgea viburnoides*, *Styrax camporus*, *Myrcia venulosa*, *Byrsonima laxiflora*, *Persea pyrifolia*, *Copaifera langsdorffii*, *Alibertia concolor* e *Casearia decandra*. Espécies como *Faramea cyanea*, *Byrsonima laxiflora* e *Copaifera langsdorffii*, *Myrcia venulosa*, com preferência por corredor, podem ser consideradas como mais abundantes em ambiente de borda, conforme resultados encontrados por Dalanesi (2003) e Pereira (2003), corroborados pela hipótese de Forman (1997) de que o ambiente de corredor normalmente é ocupado por espécies generalistas. Espécies ocorrentes também na vegetação de Cerrado são encontrados neste ambiente, tais como *Rudgea viburnoides*, *Bowdichia virgilioides*, *Ocotea pulchella*, e *Myrcia venulosa*. Provavelmente, estas espécies são capazes de sobreviver às constantes pressões antrópicas sobre o ambiente de corredor, conforme afirmação de Forman (1997).

As espécies com preferência pelo ambiente de fragmento foram: *Calophyllum brasiliense*, *Protium spruceanum*, *Psidium guineense*, *Tapirira obtusa*, *Vochysia tucanorum* e *Myrcia velutina*. A preferência de *Calophyllum brasiliense* e *Protium spruceanum* por este ambiente deve estar ligada às melhores condições de umidade dos fragmentos, já que estas espécies são características de ambientes ripários (Oliveira-Filho & Fluminhan-Filho, 2000).

As espécies que não apresentaram preferência por um dos ambientes foram: *Marlierea racemosa*, *Bowdichia virgilioides*, *Tapirira guianensis*, *Ilex conocarpa*, *Myrsine umbellata*, *Eugenia hyemalis*, *Ilex cerasifolia*, *Casearia sylvestris*, *Lithraea molleoides*, *Dendropanax cuneatus* e *Protium widgrenii*. Uma das espécies que apresentaram elevada densidade nos dois ambientes foi *Tapirira guianensis*, tolerante às condições distróficas, de hábitat generalista e considerada abundante em sistemas de interface entre floresta semidecídua e cerrado, podendo ser indicadora de ambientes de grande luminosidade, segundo

Oliveira-Filho & Ratter (2000). Este resultado pode indicar a grande influência da luminosidade nos ambientes deste estudo. Além do que, espécies como *Myrsine umbellata* e *Casearia sylvestris*, também encontradas nos dois ambientes, são consideradas generalistas, evidenciando a plasticidade fisiológica de adaptação das mesmas aos diferentes ambientes.

As dez espécies de maior densidade nas parcelas do ambiente de corredor apresentaram distribuição não homogênea ao longo do eixo principal do corredor (Figura 8). É possível notar que a amplitude do pico de abundância da espécie *Tapirira guianensis*, na maioria das vezes, coincide com as depressões de abundância da espécie *Ocotea pulchella* e vice-versa, podendo sugerir algum tipo de competição ou preferência divergente por algum fator ambiental entre elas. O mesmo parece ocorrer entre as espécies *Pera glabrata* e *Myrcia velutina*, *Copaifera langsdorffii* e *Myrcia venulosa*. Por outro lado, alguns padrões parecem convergir, como demonstra o comportamento semelhante das espécies *Rudgea virburnoides* e *Alibertia concolor*. Diferenças ou similaridades na distribuição das espécies ao longo dos corredores podem estar ligadas a requerimentos divergentes ou convergentes de habitats, conforme citado por Dupré & Ehrlén (2002). Além disso, a distribuição das espécies no corredor depende diretamente da dispersão entre as porções do habitat, da real utilização do corredor como facilitador do deslocamento vegetal, das condições da matriz e, principalmente, das mudanças ambientais ao longo do tempo, podendo ainda ocorrer a invasão de espécies oportunistas (Blois et al., 2002).

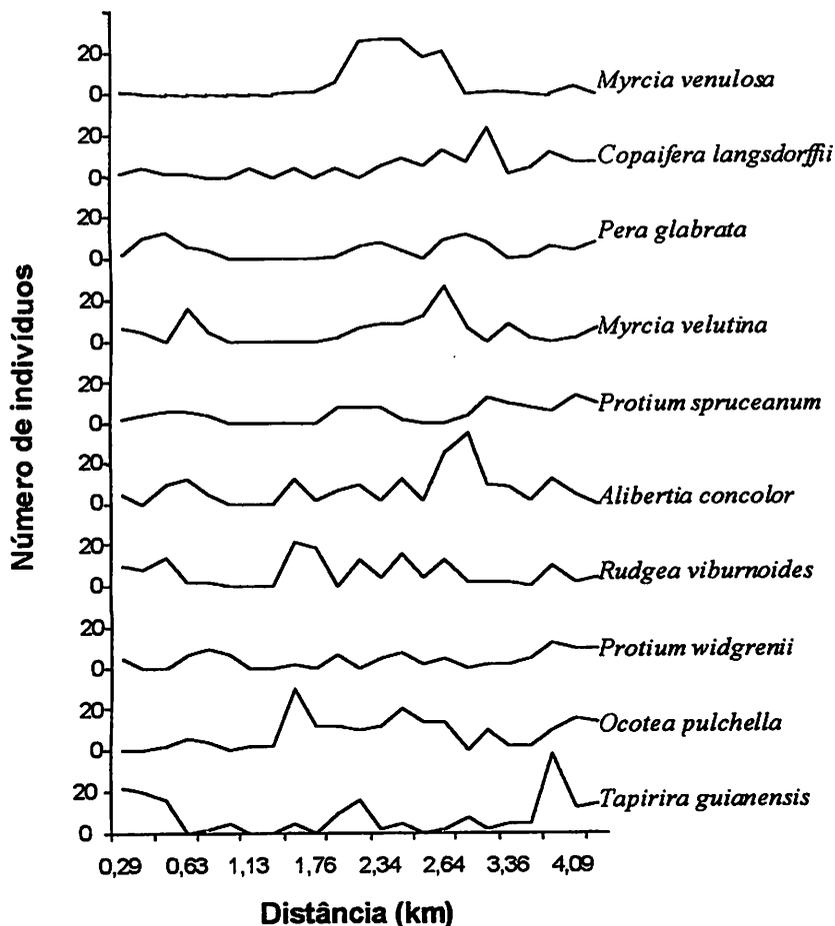


FIGURA 8 Distribuição das espécies de maior densidade ( $N \geq 46$ ) no eixo principal do corredor, no sistema corredor-fragmento, município de Lavras, Minas Gerais.

Os autovalores produzidos pela DCA (Figura 9) foram 0,478, 0,351 e 0,198 para os eixos 1, 2 e 3, respectivamente.

A DCA diferenciou claramente as parcelas de corredores das de fragmentos, indicando diferente composição florística e estruturação das respectivas comunidades, salientando a necessidade da conservação de ambos os ambientes dentro de uma estratégia de conservação da diversidade regional.

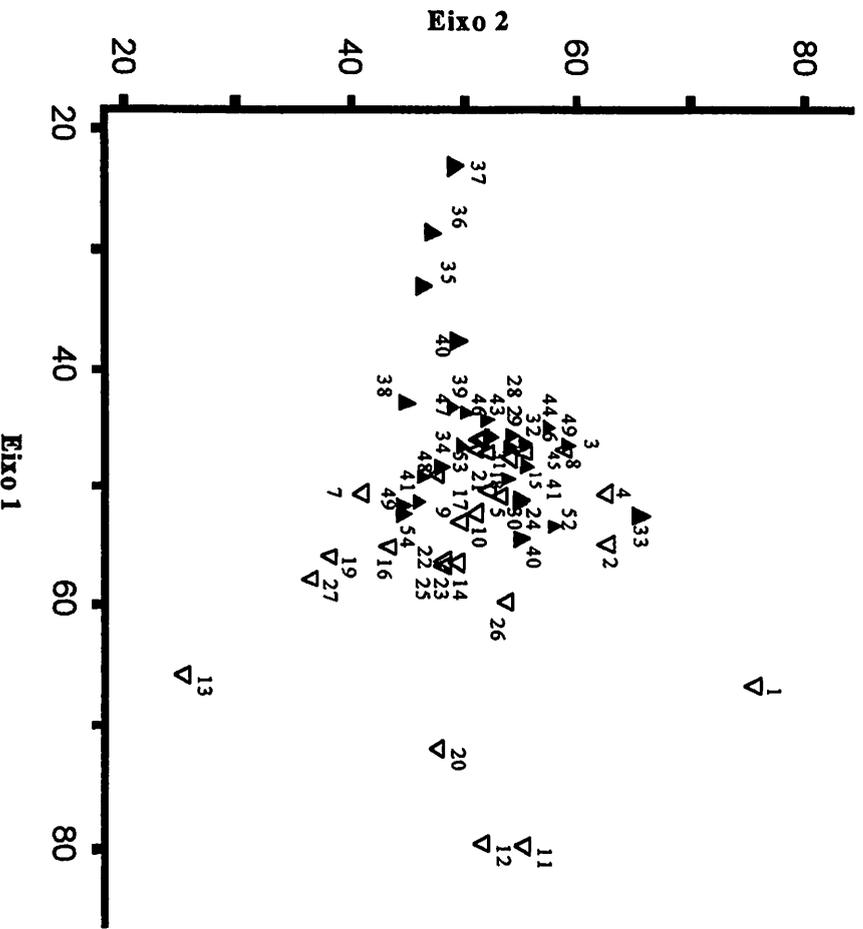


FIGURA 9 Diagrama de ordenação das parcelas, pela análise de correspondência retificada (DCA), para o sistema corredor-fragmento, município de Lavras, Minas Gerais. As parcelas de 1 a 27 (triângulo aberto) correspondem às parcelas de fragmento e as de número 28 a 54 (triângulo fechado) correspondem às parcelas de corredor.

Algumas parcelas de fragmentos, como a 6, 17, 21 e 22, possuem características florísticas muito semelhantes com o ambiente de corredor (porção central do diagrama). Este resultado possivelmente se deve à maior proximidade das mesmas com os corredores e ao fato de serem parcelas com efeito nítido de

borda (devido à sua pequena largura, os corredores são caracteristicamente afetados pelo efeito borda).

Outro agrupamento nítido é composto pelas parcelas 11, 12 e 20 (lado direito do diagrama), cuja semelhança se deve à localização de todas elas em ambientes brejosos. Notou-se também que a parcela 33 (corredor) é a que mais se assemelha às parcelas de fragmento e mais se distingue das de corredor (parte superior do diagrama). Isto o que possivelmente se deve ao fato desta parcela encontrar-se em local onde a vegetação de corredor provavelmente é um resquício de um antigo fragmento florestal atualmente desmatado e não o resultado de colonização vegetacional de valo, conforme observação de campo.

O resultado apresentado na DCA indica que fatores ambientais, tais como umidade do solo e luminosidade, parecem ser os principais responsáveis pelo agrupamento preferencial das espécies no ambiente de corredor e fragmento. Além disso, as classes de solo, em alguns casos, parecem ser essenciais na determinação espacial das mesmas. É possível também que, no ambiente de corredor, estes fatores ambientais, não relacionados à dispersão, possam favorecer ou limitar o desenvolvimento das espécies, resultando na variação da estrutura da comunidade arbórea.

#### **4.3.2 Conformação da estrutura horizontal e vertical da comunidade arbórea**

O ambiente de corredor possui significativamente mais área basal (teste Kruskal-Wallis  $H=12,83$ ;  $p=0,0003$ ) e maior densidade (teste Kruskal-Wallis  $H=14,89$ ;  $p=0,0001$ ) que o ambiente de fragmento. Estes resultados corroboram a hipótese de Forman (1997) de que a densidade de indivíduos no corredor é geralmente maior. Provavelmente, o recurso luz, mais amplamente disponível no ambiente de corredor, é o principal fator responsável por esta tendência.

O teste qui-quadrado mostrou significativa distinção entre corredores e fragmentos, em termos da distribuição dos indivíduos por classes de DAP (Tabela 6) e de altura (Tabela 7). O ambiente de corredor apresentou mais indivíduos nas classes diamétricas superiores e nas classes inferiores de altura, tendo o ambiente de fragmento, contrariamente, apresentado mais indivíduos nas classes inferiores de diâmetro e nas classes superiores de altura.

**TABELA 6** Comparação (teste qui-quadrado -  $\chi^2$ ) entre a distribuição diamétrica dos espécimes ocorrentes no ambiente de corredor e de fragmento, município de Lavras, Minas Gerais. As siglas Obs e Esp indicam, respectivamente, os valores observados e esperados de um ambiente em relação ao outro e vice-versa; p= nível de significância.

Classes diamétricas (cm)	Corredor	Fragmento
	Obs/Esp	Obs/Esp
	$\chi^2=277,0$ p<0,0001	$\chi^2=185,0$ p<0,0001
5   8	617/752	502/412
8   14	582/572	382/389
14   26	354/289	193/236
26   50	114/63	42/76
50   98	9/1	1/6
98   194	1/0	0/1

TABELA 7 Comparação (teste qui-quadrado -  $\chi^2$ ) entre a distribuição de altura dos espécimes ocorrentes no ambiente de corredor e de fragmento, município de Lavras, Minas Gerais. As siglas Obs e Esp indicam, respectivamente, os valores observados e esperados de um ambiente em relação ao outro e vice-versa; p= nível de significância.

Classes de altura(cm)	Corredor	Fragmento
	Obs/Esp	Obs/Esp
	$\chi^2=2261,2$ p<0,0001	$\chi^2=805,6$ p<0,0001
1,3   4,3	594/117	78/397
4,3   7,3	791/776	518/528
7,3   10,3	220/605	404/147
10,3   13,3	66/165	110/44
13,3   16,3	6/9	6/4
16,3   19,3	0/6	4/0

Vários fatores podem estar ocasionando estes comportamentos. Um deles é que, apesar dos fragmentos, de forma geral, estarem sob o efeito borda, conforme foi observado pela ocorrência de espécies exigentes de luz, os mesmos possuem uma maior limitação do recurso luz, quando comparados com os do ambiente de corredor. Isto faz com que os espécimes deste ambiente invistam mais em crescimento vertical (Tabela 7).

Os corredores de valos constituem um ambiente peculiar para a comunidade de árvores. Se, por um lado, a luz é um recurso abundante e, provavelmente, pouco limitante, por outro lado, as condições de solo que

permitem o estabelecimento da vegetação arbórea (maior umidade) são restritas a uma área relativamente estreita, correspondente ao valo em si. Isto gera a conformação de vaso, apresentada na Figura 6, na qual as copas crescem vigorosamente e além da projeção do valo, ao passo que os caules estão concentrados no valo. Como resultado, tem-se um grande número de árvores com copas projetando-se além dos limites do valo, elevados diâmetros e com caules densamente agrupados no ambiente restrito do valo.

Esta conformação certamente é responsável pela distribuição diferenciada dos indivíduos por classe de diâmetro nos valos, havendo uma maior número de árvores nas classes superiores de diâmetro. Por outro lado, a grande concentração de árvores de diâmetro elevado nos valos pode acarretar uma forte competição, inibindo o estabelecimento de indivíduos pertencentes às classes diamétricas inferiores. Esta competição pode ser por recursos ou até mesmo por espaço físico e poderia ser um dos motivos da menor concentração de indivíduos nas classes inferiores de diâmetro no ambiente de corredor.

Foram verificadas, por meio do teste qui-quadrado, diferenças significativas nos padrões de distribuição diamétrica dos espécimes de corredor nos setores seccionais do valo (Tabela 8). O setor C (fundo do valo) diferenciou-se significativamente dos setores A (borda do valo) e B (parede do valo), devido à maior concentração de indivíduos nas classes superiores de diâmetro em detrimento das inferiores. Os setores A e B apresentaram distribuições diamétricas semelhantes. Parte destes resultados, provavelmente, deve-se ao costume dos proprietários de cortarem as árvores que invadem as culturas e pastagens a partir dos valos. Esta prática pode limitar a existência de espécimes de porte elevado no setor A. Por outro lado, o fundo do valo tende a possuir condições de solo mais propícias ao estabelecimento e crescimento das árvores, ao passo que os setores A e B possivelmente apresentam condições mais limitantes.

TABELA 8 Teste qui-quadrado ( $\chi^2$ ) para verificação da preferência diamétrica dos espécimes pelos diferentes setores de secção do valo no ambiente de corredor, município de Lavras, Minas Gerais. As siglas Obs e Esp indicam, respectivamente, os valores observados e esperados de um ambiente em relação ao outro e vice-versa; p= nível de significância; A= borda do valo, B= parede do valo e C= fundo do valo.

Classes diamétricas (cm)	Setores de secção do valo					
	A		B		C	
	$\chi^2 = 2,36$	$\chi^2 = 14,24$	$\chi^2 = 8,75$	$\chi^2 = 27,60$	$\chi^2 = 55,97$	$\chi^2 = 48,91$
	p < 0,7870	p < 0,0142	p < 0,1194	p < 0,0001	p < 0,0001	p < 0,0001
	Obs/ Esp B	Obs/ Esp C	Obs/ Esp A	Obs/ Esp C	Obs/ Esp A	Obs/ Esp B
5   8	109/98	109/89	254/281	254/228	254/313	254/283
8   14	88/97	88/85	249/227	249/220	245/253	245/278
14   26	47/51	47/61	132/121	132/157	175/135	175/147
26   50	13/12	13/24	31/33	31/63	70/37	70/35
50   98	2/2	2/1	4/5	4/2	3/6	3/4
98   194	1/0	1/0	0/3	0/0	0/3	0/0

Por meio do teste qui-quadrado, para as 10 espécies de maior densidade no ambiente de corredor (Tabela 9) foi observada diferença significativa na preferência das espécies pelos diferentes setores de secção do valo. As espécies *Alibertia concolor* e *Myrcia velutina* tiveram preferência pelo setor B (parede do valo). As espécies *Tapirira guianensis*, *Ocotea pulchella*, *Protium spruceanum* e *Copaifera langsdorffii* tiveram preferência pelo setor C (fundo do valo) e não ocorreu preferência de nenhuma das espécies analisadas pelo setor A (borda do valo). Possivelmente, esta preferência da maioria das espécies pelos setores B e C deve-se à maior umidade e teores de fósforo encontrados nestes setores (item 4.4).

TABELA 9 Teste qui-quadrado ( $\chi^2$ ) para verificar a preferência das espécies de maior densidade no ambiente de corredor, pelos diferentes setores de secção do valo. município de Lavras, Minas Gerais. Pref. ambiental= preferência ambiental das espécies; p= nível de significância; A= borda do valo, B= parede do valo e C= fundo do valo.

Espécie	Setores de secção do valo	Densidade observada	Densidade esperada	$\chi^2$	P	Pref. ambiental
<i>Tapirira guianensis</i>	A	6	17	23,55	0,0001	C
	B	30	43			
	C	73	49			
<i>Ocotea pulchella</i>	A	7	17	8,49	0,0144	C
	B	40	42			
	C	59	47			
<i>Rudgea viburnoides</i>	A	10	14	1,57	0,4550	-
	B	40	36			
	C	40	40			
<i>Alibertia concolor</i>	A	13	17	16,94	0,0002	B
	B	65	44			
	C	32	49			
<i>Protium spruceanum</i>	A	2	11	33,99	0,0001	C
	B	14	29			
	C	57	33			
<i>Myrcia velutina</i>	A	14	10	14,58	0,0007	B
	B	38	26			
	C	14	30			
<i>Pera glabrata</i>	A	9	10	4,22	0,1211	-
	B	19	26			
	C	37	29			
<i>Copaifera langsdorffii</i>	A	2	10	16,16	0,0003	C
	B	19	26			
	C	44	29			
<i>Myrcia venulosa</i>	A	8	10	1,05	0,5903	-
	B	29	25			
	C	26	28			
<i>Protium widgrenii</i>	A	8	8	4,23	0,1207	-
	B	14	21			
	C	30	23			

As demais espécies, como *Rudgea viburnoides*, *Pera glabrata*, *Myrcia venulosa* e *Protium widgrenii*, não apresentaram preferência de localização, possivelmente devido à sua ampla plasticidade fisiológica de se adaptar aos ambientes diversos.

#### 4.4 Variações edáficas do sistema corredor-fragmento

A análise dos componentes principais (PCA) utilizada para a verificação da ordenação espacial das parcelas em relação às variáveis ambientais foi eficiente, tendo 60,02% dos dados sido explicados pelos dois primeiros eixos (Figura 10).

As parcelas de corredor e de fragmento diferenciaram-se em dois grupos bem distintos. As parcelas do ambiente de corredor apresentaram maiores correlações com os teores de argila e matéria orgânica (MO), soma de bases (SB), saturação por bases (V%) e CTC efetiva (t). Possivelmente, estes maiores teores estão relacionados ao fato do corredor (eixo principal e ramificações) serem sítios de acúmulo de nutrientes e não de perdas. As parcelas de fragmento, de forma geral, apresentaram correlações positivas com areia total, acidez potencial (H+Al), saturação por alumínio (m) e silte, possivelmente indicando que o ambiente de fragmento é sítio de baixa fertilidade.

Algumas parcelas de corredor (28, 29 e 30) apresentaram correlação com silte e acidez potencial (H+Al), no entanto, estas parcelas estão localizadas em solos sob influência de quartzito, conferindo uma tendência destes ambientes serem álicos (saturação de alumínio > 50 %). Além disso, estas parcelas estão instaladas em relevo bastante ondulado (8-20%), chegando a fortemente ondulado (20-45%), o que sugere locais que apresentam declividades acentuadas, proporcionando arraste de material, culminando com perda de fertilidade natural destes sítios. As parcelas de corredor correlacionaram-se negativamente com os teores de fósforo ao contrário das parcelas de fragmento (Figura 10).

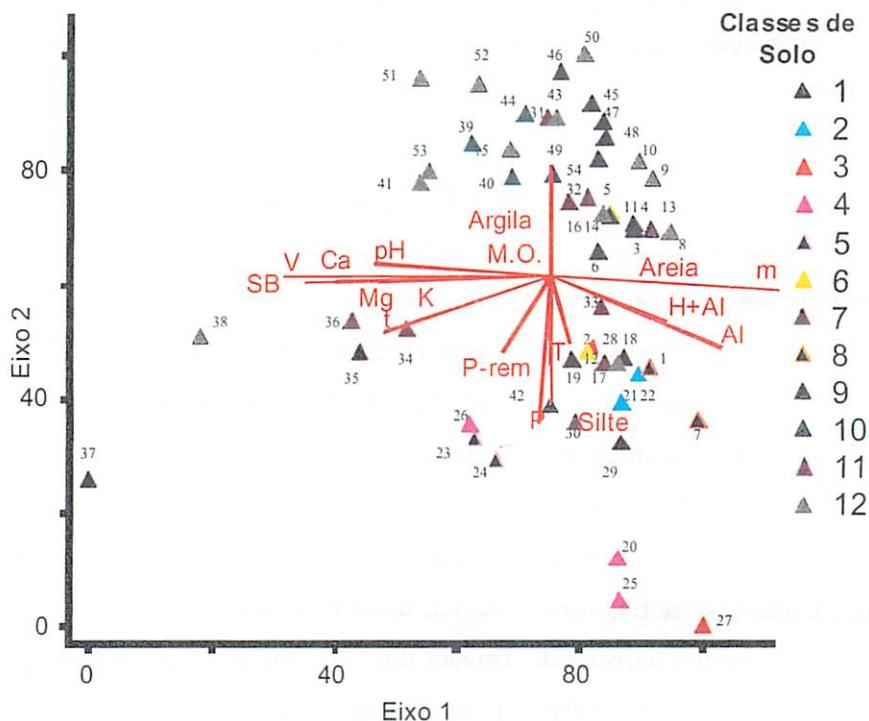


FIGURA 10 Diagrama de ordenação produzido pela análise dos componentes principais (PCA) das variáveis edáficas nas 54 parcelas do sistema corredor-fragmento, município de Lavras, Minas Gerais. As siglas correspondem, respectivamente: 1-Latossolo Amarelo distrófico típico; 2-Argissolo Vermelho distrófico câmbico; 3-Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico típico; 4-Cambissolo Háplico Tb distrófico típico; 5-Argissolo Amarelo distrófico típico; 6-Gleissolo Háplico distrófico típico; 7- Latossolo Amarelo distrófico câmbico; 8-Cambissolo Húmico distrófico gleico; 9- Latossolo Vermelho distrófico típico; 10-Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico câmbico; 11- Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico húmico; 12-Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico. As siglas indicam, respectivamente, pH= potencial hidrogeniônico; Ca= cálcio; Mg= magnésio; K= potássio; Al= alumínio; P= fósforo; V= saturação por bases; MO= matéria orgânica; SB= soma de bases; P-rem= fósforo remanescente; T= capacidade de troca catiônica a pH 7,0; m= índice de saturação de alumínio; t= capacidade de troca catiônica efetiva e H+Al= acidez potencial.

A análise de correspondência canônica (CCA) apresentou baixa resposta em relação às variáveis analisadas, sendo que os três primeiros eixos explicaram apenas 9,7% da variância dos dados, apesar do teste de permutação de Monte Carlo ter indicado valor significativo (Tabela 10). Estes resultados indicam que, possivelmente, a distribuição das espécies depende de outros fatores ambientais não mensurados, tais como luminosidade e umidade do solo, como foi discutido para os resultados da DCA.

Os setores do valo apresentaram diferenças significativas em relação à alguns atributos de solo (Tabela 11).

A acidez potencial (H+Al) apresentou valores médios para o setor A e altos para os setores B e C. Os valores apresentados pela CTC efetiva (t) podem ser classificados como baixo para o setor A e médios para B e C, conferindo uma maior capacidade de troca de cátion para os dois últimos setores (Alvarez et al., 1999). As mesmas tendências foram observadas para CTC a pH 7,0 (T) e teores de fósforo. Embora os teores de fósforo encontrados sejam classificados como muito baixos, as diferenças dos teores entre os setores de secção A e C são expressivos no que diz respeito à nutrição de plantas.

**TABELA 10** Análise de correspondência canônica (CCA) para a abundância dos indivíduos encontrados no sistema corredor-fragmento, município de Lavras, Minas Gerais.

	<b>Eixo 1</b>	<b>Eixo 2</b>	<b>Eixo 3</b>
Autovalores	0.161	0.081	0.055
Variância dos dados das espécies (%)	5,3	2,6	1,8
Variância explicada cumulativa (%)	5,3	7,9	9,7
Correlações espécie-ambiente	0,809	0,633	0,630
Significância das correlações pelo teste de Monte Carlo	0,161		

**TABELA 11** Médias e respectivos desvios-padrão dos atributos do solo nos setores de secção do valo (A1, B1, C, B2, A2), sistema corredor-fragmento, Lavras, Minas Gerais. As siglas correspondem, respectivamente: A1 e A2= borda do valo; B1 e B2= parede do valo; C= fundo do valo; pH= potencial hidrogeniônico; Ca= Cálcio; Mg= magnésio; K= potássio; Al= alumínio; P= fósforo; V= saturação por bases; MO= matéria orgânica; SB= soma de bases; P-rem= fósforo remanescente; T= capacidade de troca catiônica a pH 7,0; m= índice de saturação de Alumínio; t= capacidade de troca catiônica efetiva e H+Al= acidez potencial.

Atributos do solo	Setores de secção do valo				
	A1	B1	C	B2	A2
pH	5,03 ± 0,31a	4,87 ± 0,12a	4,83 ± 0,06a	4,93 ± 0,21a	4,9 ± 0,17a
P (mg/dm <sup>3</sup> )	0,53 ± 0,12b	0,8 ± 0,17ab	1 ± 0,17a	0,63 ± 0,25ab	0,53 ± 0,12b
K (mg/dm <sup>3</sup> )	43,67 ± 6,66a	67,67 ± 28,36a	81 ± 23,90a	68,33 ± 14,22a	52 ± 6,24a
Ca (cmolc/dm <sup>3</sup> )	0,67 ± 0,23a	0,87 ± 0,38a	0,77 ± 0,06a	0,7 ± 0,20a	0,5 ± 0,10a
Mg (cmolc/dm <sup>3</sup> )	0,2 ± 0,00a	0,8 ± 0,17a	0,8 ± 0,17a	0,4 ± 0,35a	0,4 ± 0,35a
Al (cmolc/dm <sup>3</sup> )	0,73 ± 0,15b	0,9 ± 0,17ab	1,1 ± 0,00a	1,03 ± 0,15ab	1 ± 0,10ab
H+Al (cmolc/dm <sup>3</sup> )	4,73 ± 1,03b	6,1 ± 1,01ab	7,6 ± 0,52a	6,17 ± 1,53a	5,83 ± 0,40ab
SB (cmolc/dm <sup>3</sup> )	0,97 ± 0,23a	1,83 ± 0,45a	1,77 ± 0,15a	1,27 ± 0,57a	1,03 ± 0,23a
t (cmolc/dm <sup>3</sup> )	1,7 ± 0,10b	2,73 ± 0,47ab	2,87 ± 0,15a	2,3 ± 0,70ab	2,03 ± 0,32ab
T (cmolc/dm <sup>3</sup> )	5,7 ± 0,87b	7,93 ± 1,33ab	9,37 ± 0,51a	7,43 ± 2,06ab	6,87 ± 0,64ab
V (%)	17,67 ± 6,37a	23,13 ± 3,46a	18,97 ± 1,55a	16,73 ± 3,40a	14,9 ± 2,14a
m (%)	43,33 ± 11,93a	33,33 ± 6,43a	38 ± 2,00a	46,33 ± 8,08a	49,33 ± 4,51a
MO (dag/kg)	2,6 ± 1,04a	3,63 ± 1,00a	3,97 ± 0,23a	3,03 ± 0,85a	2,7 ± 0,44a
P-rem (mg/L)	12,73 ± 2,51b	18,47 ± 0,29a	18 ± 2,72a	15,2 ± 1,06ab	13,97 ± 1,00ab
Areia (dag/kg)	37 ± 2,65ab	39 ± 2,65a	33,33 ± 2,08b	35,33 ± 0,58ab	38,67 ± 0,58a
Silte (dag/kg)	9,33 ± 2,52a	7,67 ± 2,08a	12 ± 1,00a	10 ± 3,61a	9,33 ± 3,21a
Argila (dag/kg)	53,67 ± 1,53a	53,33 ± 1,53a	54,67 ± 1,15a	54,67 ± 3,79a	52 ± 2,65a

O fósforo é um dos nutrientes que têm merecido maior preocupação nos solos brasileiros, em razão de sua baixa disponibilidade natural nos solos mais intemperizados (Grubb et al., 1994). A baixa disponibilidade tem sido apontada

como limitação primária ao desenvolvimento de florestas em muitos solos da região tropical.

Nesse sentido, estes resultados indicam haver uma maior favorecimento ao estabelecimento de plantas nos setores B e, principalmente, C de secção do valo, quando comparados com A em relação à disponibilidade de nutrientes.

## 5 CONCLUSÕES

O sistema corredor-fragmento estudado pode ser considerado como um mosaico vegetacional por conter diferentes representantes da flora regional.

Algumas espécies possuem preferência diferenciada entre os dois ambientes (corredor e fragmento), porém, existe uma grande semelhança florística entre eles. Provavelmente, as variáveis ambientais que mais contribuem para a distribuição diferenciada das espécies no sistema corredor-fragmento são a disponibilidade de luz e a umidade no solo.

Algumas diferenças evidentes existem entre os dois ambientes, tais como estrutura em diâmetro, em altura, a área basal e a densidade. O ambiente de corredor é mais denso, possui maior área basal e seus indivíduos tendem a se concentrar nas maiores classes de diâmetro e menores classes de altura quando comparados com os do ambiente de fragmento.

As espécies do corredor apresentam preferência pelos diferentes setores seccionais do valo, provavelmente devido a fatores como teor de fósforo e umidade de solo. Estes setores também apresentaram diferenças quanto à distribuição diamétrica dos indivíduos, havendo, no fundo do valo, um favorecimento dos indivíduos maiores.

Os corredores de vegetação podem ser considerados como essenciais para a conservação no contexto regional devido à sua diversidade florística considerável e ocorrência de espécies exclusivas neste ambiente. Dessa forma, os corredores podem ser indicados como complementação das porções de hábitat remanescentes da região, atuando na conservação da diversidade pouco representada nos fragmentos e contribuir para o estabelecimento de conexões entre os mesmos.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo constitui uma base essencial ao aprofundamento no estudo de corredores de valos na região. A abordagem dos sistemas de corredores por meio de técnicas que explorem as relações de conectividade entre fragmentos e entre corredores e fragmentos é bastante interessante e fará parte da continuidade do trabalho. A investigação de outros grupos biológicos neste sistema, bem como a investigação do efetivo funcionamento dos corredores como facilitadores do movimento da fauna e da dispersão de propágulos e intercâmbio genético, são alvos a serem atingidos e constituem parte de um projeto multidisciplinar já em andamento na área.

Dessa forma, o desenvolvimento de técnicas para o estabelecimento de corredores a partir de valos parece promissor, visto o sucesso da colonização de valos escavados no passado, a alta diversidade florística destes ambientes, seu papel no estabelecimento de conexões entre fragmentos e sua conseqüente importância para a conservação biológica regional. Os corredores podem, inclusive, estar contribuindo para a conservação dos recursos hídricos, uma vez que estas faixas de vegetação interligam fragmentos que contêm curso d'água em seu interior.

## 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, A. F.; DÁRIO, F. R. A importância da avifauna na manutenção dos ecossistemas. In: SIMPÓSIO SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS ALTERADAS, 1995, Piracicaba. **Resumo...** Piracicaba: AEAP, 1995.
- ALVAREZ V., V. H.; NOVAIS, R. F.; BARROS, N. F.; CANTURUTTI, R. B.; LOPES, A. S. Interação dos resultados das análises de solos. In: RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V., V.H. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais - 5ª Aproximação.** Viçosa, MG, 1999. p. 25-32.
- AUDE, E.; TYBIRK, K.; PEDERSEN, M. B. Vegetation diversity of conventional and organic hedgerows in Denmark Agriculture. **Ecosystems and Environment**, Amsterdam, n. 1-3, p. 135-147, Oct. 2003.
- BAUDRY, J. L.; BUNCE, R. G. H.; BUREL, F. Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. **Journal of Environmental Management**, London, v. 60, n. 1, p. 7-22, Sept. 2000.
- BEIER, P.; NOSS, R. F. Do habitat provide connectivity?. **Conservation Biology**, Oxford, v. 12, n. 6, p. 1241-1252, 1998.
- BENNETT, A. F. What types of organism will use corridors? In: SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. (Ed.). **Nature Conservation 2: the role of corridors.** Chipping Norton: Surrey Betray e sons, 1991. p. 407-408.
- BLOIS, S.; DOMON, G.; BOUCHARDA, A. Factors affecting plant species distribution in hedgerows of southern Quebec. **Biological Conservation**, Oxford, v. 105, n. 3, p. 355-367, June 2002.
- BOONE, R. B.; HUNTER, M. L. Jr. Using diffusion models to simulate the effects of land use on grizzly bear dispersal in the Rocky Mountains. **Landscape Ecology**, Amsterdam, v, 11, n. 1, p. 51-64, Feb. 1996.
- BRASIL. Ministério da Agricultura. Departamento Nacional de Meteorologia. **Normas climatológicas (1961-1990).** Brasília, 1992. 132 p.
- BROOKER, L.; BROOKER, M.; CALE, P. Animal dispersal in fragmented habitat: measuring habitat connectivity, corridor use, and dispersal mortality. **Conservation Ecology**, Cambridge, n. 1, p. 4, 1999.

**BROWER, J. E.; ZAR, J. H. Field and laboratory methods for general ecology.** Dubuque: Wm. C. Brown, 1984.

**CAMERON, R. Winter Wildlife use of forested corridors in clearcuts. Separata de R e D Report, n. 16 E. 1997.**

**CAUSTON, D. R. An introduction to vegetation analysis, principles and interpretation.** London: Unwin Hyman, 1988.

**CHAGAS, R. K.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; VAN DEN BERG, E.; SCOLFORO, J. R. S. Dinâmica de populações arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais. Revista Árvore, Viçosa, v. 25, n. 1, 39-57, 2001.**

**COLLI, G. R.; ACCACIO, G. M.; ANTONINI, Y.; CONSTANTINO, R.; FRANCESCHINELLI, E. V.; LAPS, R. R.; SCARIOT, A.; VIEIRA, M. V.; WIEDERHECKER, H. C. Fragmentação dos ecossistemas e a biodiversidade brasileira: uma síntese. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Org.) **Fragmentação de ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas.** Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 319-345.**

**DALANESI, P. E. Flora e estrutura do componente arbóreo da floresta do Parque Florestal Quedas do Rio Bonito, Lavras-MG e correlações entre distribuição das espécies e variáveis ambientais. 2003. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.**

**DIAMOND, J. M. The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. Biological Conservation, Oxford, v. 7, p. 129-146, 1975.**

**DIAS, B. F. S. Cerrados: uma caracterização alternativa de desenvolvimento dos cerrados, manejo e conservação dos recursos naturais renováveis. Brasília: Pró-Natureza/IBAMA, 1992. 96 p.**

**DUNSTER, J. A.; DUNSTER, K. Dictionary of natural resource management.** Columbia: UBC Press, 1954.

**DUPRÉ, C.; EHRLÉN, E. Habitat configuration, species traits and plant distributions. Journal of Ecology, Oxford, v. 90, n. 5, p. 796-805, Oct. 2002.**

**EHRlich, P. R.** The loss of diversity: causes and consequences. In: **WILSON, E. O. Biodiversity**. Washington: National Academy Press, 1988. p. 21-27.

**EHRlich, P. R.; EHRlich, A.** **Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species**. New York, Randon House, 1981. 305 p.

**EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA.** **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro, 1997. 212 p.

**EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA.** **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, 2000. 412 p.

**ENGEL, V. L.** **Silvigênese, dinâmica de fragmentos e conservação de florestas tropicais**. Botucatu: UNESPFCA, 1993. v. 1. (Série Técnica Florestal).

**FAHRIG, L.; MERRIAN, G.** Conservation of fragmented populations. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 8, n. 1, p. 50-59, Mar. 1994.

**FELFILI, J. M.** Fragmentos florestais estacionais do Brasil central: diagnóstico e proposta de corredores ecológicos. In: **COSTA, R. B. Fragmentação florestal e alternativas de desenvolvimento rural na região Centro-Oeste**. Campo Grande: UCDB, 2003. p. 139-160.

**FILETTO, F.** **Trajetória histórica do café na Região Sul de Minas Gerais**. 2000. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

**FORMAN, R. T. T.** Corridors in a landscape: their ecological structure and function. **Ecology**, Washington, n. 4, p. 375-387, Aug. 1983.

**FORMAN, R. T. T.** **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge: University Press, 1997. 605 p.

**FORMAN, R. T. T.; GODRON, M.** **Landscape ecology**. New York: John Wiley, 1986. 619 p.

**FORMAN, R. T. T.; COLLINGE, S. K.** The spatial solution to conserving biodiversity in landscape and regions. In: **DE GRAAF, R. M.; MILLER, R. I.** (Ed.). **Conservation of faunal diversity in forested landscapes**. London: Chapman e Hall, 1995.

FRITZ, R.; MERRIAM, G. Fencerows habitats for plants moving between farmland forests. **Biological Conservation**, Oxford, v. 64, n. 2, p. 141-148, 1993.

GILBERT, F.; GONZALEZ, A.; EVANS-FREKE, I. Corridors maintain species richness in the fragmented landscape of a microecosystem. **Proceedings of the Royal Society of London B – Biological Science**, London, v. 265, n. 1396, p. 577-582, Apr. 1998.

GLENN-LEWIN, D. C.; PEET, R. K.; VEBLEN, T. T. **Plant succession: theory and prediction**. London: Chapman e Hall, 1992. 352 p.

GRUBB, P. J.; TURNER, I. M.; BURSLEM, D. F. R. P. Mineral nutrient status of coastal hill dipterocarp forest and adinandra belukar in Singapore: analysis of soil leaves and litter. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 10, n. 4, p. 559-577, Nov. 1994.

HANSON, J. S.; MALASON, G. P.; ARMSTRONG, M. P. Landscape fragmentation and dispersal in a model of riparian forest dynamics. **Ecological Modeling**, Amsterdam, v. 49, n. 4, p. 277-296, Jan. 1990.

HARRIS, L. D. **The fragmented forest: the island biogeography theory and the preservation of biotic diversity**. Chicago: University of Chicago, 1984. 211 p.

HEINEIN, K.; MERRIAM, G. The elements of connectivity where corridor quality is variable. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 4, n. 2, p. 147-170, 1990.

HILL, M. O.; GAUCH, H. G. Detrended correspondence analysis, na improved ordination technique. **Vegetatio**, Dordrecht, v. 42, n. 1/3, p. 47-58, 1980.

HOBBS, R. J. The role of corridors in conservation: Solution or badwagon? **Trends Ecology Evolutions**, Oxford, v. 7, n. 11, Nov. 1992.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA ESTATÍSTICA - IBGE. **Mapa de vegetação do Brasil**. Rio de Janeiro, 1993.

JORDÁN, F. A reliability-theory approach to corridor design. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 128, n. 23, p. 211-220, Apr. 2000.

JÚNIOR, J. B. D.; JÚNIOR, R. B.; CLEMENTS, K.; MEFFE, G. K. Patch Isolation, Corridor Effects and Colonization by a Resident Sparrow in a

Managed Pine Woodland. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 9, n. 3, p. 542-550, June 1995.

JÚNIOR, P. M.; PÁGLIA, A. P. Estatística e interpretação dos dados. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PÁDUA, C. (Eds.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. UFPR, 2003. p. 515-538.

JURGENS, C. R. Strategic planning for sustainable rural development. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 27, n. 2/4, p. 253-258, Dec. 1993.

KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 52, n. 2. p. 173-185, May 1989.

KENT, M.; COKER, P. **Vegetation description and analysis, a practical approach**. London: Bellaven Press, 1992. 363 p.

KLEIN, B. C. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in Central Amazonia. **Ecology**, Washington, v. 70, n. 6, p. 1715-1725, Dec. 1989.

LAURANCE, W. F. Projeto de Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais. In: PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. (Ed.). **Biologia da conservação**. Londrina, 2001. 338 p.

LAURANCE, W. F.; YENSEN, E. Predicting the impacts edge effects in fragmented habitats. **Biological Conservation**, Oxford, v. 55, n. 1. p. 77-92, 1991.

LEMOS, R. C.; SANTOS, R. D. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 2. ed. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1984. 46 p.

LIMA, D. C. **Corredores Ecológicos-Rodoviários no Distrito Federal 2003**, 99 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Brasília, Brasília.

LINDENMAYER, D. B. Wildlife corridors and the mitigation of logging impacts on fauna in wood-production forests in south-eastern Australia: a review. **Wildlife-Research**, Collingwood, v. 21, n. 3, p 323-340, 1994.

LOUZADA, J. N. C. Efeitos da fragmentação florestal sobre a estrutura da comunidade de *Scarabaeidae* (insecta, coleoptera). 2000, 95 p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

LUGO, A. E. Estimativa de reduções na biodiversidade de espécies da floresta tropical. In: WILSON, E. O. **Biodiversidade**. Rio de Janeiro, RJ: Nova Fronteira, 1997. p. 72-88.

LUGO, A. E.; PARROTA, J. A.; BROWN, S. Loss in species caused by tropical deforestation and their recovery through management. **AMBIO**, Stockholm, v. 22, n. 2/3, p. 106-109, May 1993.

MacARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967. 203 p.

MARGALEF, R. Dynamics aspects of diversity. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 5, n. 4, p. 451-456, Sept. 1994.

MARSHALL, E. J. P.; ARNOLD, G. M. Factors affecting field weed and field margins flora on a farm in Essex, UK. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 31, n. 1/3, p. 205-216, Feb. 1995.

MARTINS, F. R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Capinas: Ed. UNICAMP, 1991. 245 p.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD version 4. 0; multivariate analysis of ecological data: users guide**. Glaneden Beach, Oregon: MjM Software Design, 1999. 237 p.

MEFFE, G. K.; CARROLL, C. R. **Principles of conservation biology**. Massachusetts: Sinauer Associates, INC Sanderland, 1994.

MENDONÇA, M. P.; LINS, L. V. (Org.). **Lista vermelha das espécies ameaçadas de extinção da flora de Minas Gerais**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, Fundação Zoo-botânica de Belo Horizonte, 2000. 157 p.

METZGER, J. P. Delineamento de experimentos numa perspectiva de ecologia da paisagem. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PÁDUA, C. (Ed.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. UFPR, 2003. p. 539-553.

**METZGER, J. P.** Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**. Rio de Janeiro, 1999, v. 71, n. 3, pt. 1. p. 445-463.

**MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE.** Corredores ecológicos. 2002a.

**MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE.** SNUC- Sistema Nacional de Unidades de Conservação. Lei N° 9985, de 18 de julho de 2000. Decreto de Lei N° 4340, de 22 de agosto de 2002. 2. ed. Brasília, MMA, 2002b. p. 40.

**MORI, S. A. ; SILVA, L. A. M.; LISBOA, G.; CORADEN, L.** Manual de herbário fanerogâmico. 2. ed. Ilhéus: Centro de Pesquisa do Cacau, 1989. 104 p.

**MUELLER-DAMBOIS, D.; ELLENBERG, H.** Ains and methods of vegetation ecology. New York: Wiley and sons. 1974. 574p.

**MURCIA, C.** Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends Ecology Evolution**, Oxford, v. 10, n. 2, p. 58-62, Feb. 1995.

**MYERS, N.** Florestas tropicais e suas espécies, sumindo, sumindo, . . . ? In: **WILSON, E. O.** Biodiversidade. Rio de Janeiro, RJ: Nova Fronteira, 1997. p. 36-45.

**NAIMAN, R. J.; DECAMPS, H.; PASTOR, J.; JOHNSTON, C.** The potential importance of boundaries to fluvial ecosystems. **Journal of Nectonic and Benthonic Society**, Lawrence, v. 7, n. 4, p. 289-306, Dec. 1989.

**NEWMARK, W. D.** The role and design of wildlife corridors with examples from Tanzania. **Ambio**, Stockholm, v. 22, n. 8, p. 500-504, Dec. 1983.

**NOHLGREN, E.; GUSTAFSSON, L.** Vegetation corridors: a literature review with comments from a Swedish forest perspective. Skog Forsk: Report, 1995. n. 1.

**NORTON, T. W.; NIX, H. A.** Application of biological modeling and GIS to identify regional wildlife corridors. In: **SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. (Ed.)** Nature conservation 2: the role of corridors. Chipping Norton: Surrey Beatty and Sons, 1991. p. 19-26.

NOSS, R. F. Corridors in real landscape: a reply to Simberloff e Cox. **Conservation Biology**, Oxford, v. 1, p. 159-164, 1987.

NOSS, R. F. Wildlife corridors. In: SMITH, D. S.; HELLMUND, P. C. (Ed.). **Ecology of greenways**. Minneapolis, 1993. p. 43-68.

OLIVEIRA, L. M. T. **Diagnóstico de fragmentos florestais nativos, em nível de paisagem, em áreas sob influência da Veracruz Florestal Ltda. , Eunápolis, BA.** 1997. 74 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CURI, N.; VILELA, E. A.; CARVALHO, D. A. . Variation in tree community composition and structure with changes in soil properties within a fragment of semideciduous forest in south-eastern Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 58, n. 1, 139-158, 2001.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FLUMINHAN FILHO, M. Ecologia da vegetação do Parque Florestal Quedas do Rio Bonito. **Cerne**, Lavras, v. 5, n. 2, p. 50-63, 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forest in South-eastern Brazil, and the influence of climate. **Biotropica**, Saint Louis, v. 32, n. 4, p. 139-158, Dec. 2000.

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, p. 45-66, July. 1997.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RATTER, J. A. Padrões florísticos das matas ciliares da região dos cerrados e a evolução das paisagens do Brasil Central durante o Quaternário tardio. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo, SP: EDUSP, 2000. p. 73-89.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RATTER, J. A. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado Biome. In: **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna**. New York : Columbia University Press, 2002. p. 91-120.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; SCOLFORO, J. R. , MELLO, J. M. Composição florística e estrutura comunitária de um remanescente de floresta semidecídua montana em Lavras, MG. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 17, n. 2, p. 167-182, dez. 1994.

OMETTO, J. C. *Bioclimatologia vegetal*. São Paulo: Agronômica Ceres, 1981. 440 p.

ORLÓCI, L. Geometric models in ecology. The theory and application of some ordination methods. *Journal of Ecology*, London, v. 54, n. 1, p. 193-215, Mar. 1966.

PAIVA, R. M.; SCHATTAN, S.; FREITAS, C. F. T. Setor agrícola do Brasil: comportamento econômico, problemas e possibilidades. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE ECOSISTEMAS AGRÍCOLAS. SECRETARIA DE AGRICULTURA, 15. , 1973, São Paulo. p. 333-368.

PALMER, M. W. Estimating species richness: the second-order Jackknife reconsidered. *Ecology*, Durham, v. 72, n. 4, p. 1512-1513, Aug. 1991.

PALMER, M. W. Putting things in even better order: the advantages of canonical correspondence analysis. *Ecology*, Durham, v. 74, n. 8, p. 2215-2230, 1993.

PEARSON, K. On lines and planes of closest fit to systems of points in space. *Philosophical Magazine*, London, p. 559-572, 1901.

PEREIRA, J. A. A. **Efeitos dos impactos ambientais 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. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. *Biologia da conservação*. Londrina, 2001. 338 p.

RIFFELL, S. K.; GUTZWILLER, K. J. Plant-species richness in corridor intersection: is intersection shape influential? *Landscape Ecology*, Amsterdam, v. 11, n. 3, p. 157-168, June 1996.

RODRIGUES, E.; CAINZOS, R. L.; QUEIROGA, J.; HERRMANN, B. C. Conservação em paisagens fragmentadas. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.;

VALLADARES-PÁDUA, C. (Ed.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. UFPR, 2003.

ROLSTAD, J. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: conceptual issues and the evidence. **Biological Journal of the Linnean Society**, London, v. 41, n. 1/2, p. 149-163, Jan./Feb. 1991.

ROSENBERG, D. K.; NOON, B. R.; MESLOW, E. C. Biological corridors: form, function and efficacy. **Bioscience**, Washington, v. 47, n. 10, p. 677-687, Nov. 1997.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; ARNOLD, G. W. The Kellerberrin project on fragmented landscapes: a review of current information. **Biological Conservation**, Oxford, v. 64, n. 3, p. 231-238, 1993.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 5, n. 1, p. 18-35, Mar. 1991.

SCHELLAS, J.; GREENBERG, R. Introduction: The value of forest patches. In: SCHELLAS, J.; GREENBERG, R. (Ed.). **Forest patches in tropical landscapes**. Washington, D. C.: Island Press, 1996. p. 15-35.

SILVA, E. **Avaliação qualitativa de impactos ambientais do reflorestamento no Brasil**. 1994. 309 p. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

SIMBERLOFF, D. Mass extinction and the destruction of moist tropical forests. **Zhurnal Oshchei Biologii**, Moscow, v. 45, n. 6, p. 767-778, 1984.

SIMBERLOFF, D.; FARR, J. A.; COX, J.; MEHLMAN, D. W. Movement corridors: conservation bargains or poor investments? **Conservation Biology**, Cambridge, v. 6, n. 4, p. 493-504, Dec. 1992.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry-The principles and practice of statistics in biological research**. New York: W. H. Freeman and Company, 1995. 850 p.

SOULÉ, M. E.; GILPIN, M. E. In: SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. (Ed.) **Nature conservation 2: the role of corridors**. Surrey Beatty and Sons, 1991. 3-8.

SOUZA, A. L.; SILVA, E. Manejo para a conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Informativo SIF**, Cruz das Almas, v. 2, p. 1-2, 1994.

SOUZA, L. M. I. Estrutura genética de populações naturais de *Chorisia speciosa* St. Hill (Bombacaceae) em fragmentos florestais na região de Bauru (SP)-Brasil. 1997. 76 p. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP.

TER BRAAK, C. J. F. **The analysis of vegetation-environmental relationships**. 1987.

TER BRAAK, C. J. F. **CANOCO- A FORTRAN program for canonical community ordination by ( partial ) (detrended) (canonical) correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2. 1)**. TNO-Institute of App. Lied Computer Science. Wageningen, 1988.

TEWKSBUURY, J. J.; LEVEY, D. J.; HADDAD, N. M.; SARGENT, S.; ORRROCK, J. L.; WELDON, A. ; DANIELSON, B. J.; BRINKERHOFF, J.; DAMSCHEN, E. I.; TOWNSEND, P. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, Florida**, v. 99, n. 20, p 12923-12926, 2002.

THE ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 141, n. 4, p. 399-436, Apr. 2003.

THORNE, J. F. Landscape ecology. In: SMITH, D. S.; HELLMUND, P. C. (Ed.). **Ecology of greenways**. Minneapolis, 1993. p. 23-42.

TILMAN, D. Competition and biodiversity in spatially structured habitats. **Ecology**, Washington, v. 75, n. 6, p. 2-16, Sept. 1994.

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. 123 p.

VETTORI, L. **Métodos de análises de solos**. Rio de Janeiro: Equipe de pedologia e fertilidade do solo - Ministério da Agricultura, 1969. 24 p. (Boletim Técnico, 7).

VIANA, V. M. **Biologia e manejo de fragmentos.** In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6. , 1990, Campos do Jordão. **Anais. . . Campos do Jordão, 1990.** p. 50-53.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. J. A. **Biology and conservation of forest fragments in brazilian atlantic moist forest.** In: SCHELLAS, J.; GREENBERG, R. (Ed.). **Forest patches in tropical landscapes.** Washington: Island Press, 1996. p. 151-167.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. J. A. ; MARTINEZ, J. L. A. **Restauração e manejo de fragmentos florestais.** In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2. , 1992, Campos do Jordão. **Anais. . . Campos do Jordão, Instituto Florestal, Secretaria do Meio Ambiente, 1992.** p. 400-406.

WILSON, E. O. **A situação atual da diversidade biológica.** In: WILSON, E. O. **Biodiversidade.** Rio de Janeiro, RJ: Nova Fronteira, 1997. p. 03-24.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis.** 3. ed. New Jersey: Prentice-Hall, 1996. 662 p.

ZEMELLA, M. P. **O abastecimento da capitania das Minas Gerais no século XVIII.** 2. ed. São Paulo: HUCITEC, 1990.

**A ESCRAVIDÃO.** Disponível em: <<http://www.lavras.com.br/ao12.htm>>. Acesso em; 5 jan. 2004.