



SELMA CRISTINA RIBEIRO

**REGENERAÇÃO NATURAL EM PASTAGENS
OCUPADAS POR *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.
NAS CABECEIRAS DO ALTO RIO GRANDE,
BOCAINA DE MINAS, MG – BRASIL**

LAVRAS - MG

2010

SELMA CRISTINA RIBEIRO

**REGENERAÇÃO NATURAL EM PASTAGENS OCUPADAS
POR *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. NAS CABECEIRAS DO
ALTO RIO GRANDE, BOCAINA DE MINAS, MG – BRASIL**

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

Orientador

Dr^a. Soraya Alvarenga Botelho.

Coorientador

Dr. Marco Aurélio Leite Fontes

LAVRAS - MG

2010

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

Ribeiro, Selma Cristina.

Regeneração natural em pastagens ocupadas por *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. nas cabeceiras do Alto Rio Grande, Bocaina de Minas, MG – Brasil / Selma Cristina Ribeiro. – Lavras : UFLA, 2010.

155 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2010.

Orientador: Soraya Alvarenga Botelho.

Bibliografia.

1. Competição. 2. Resiliência. 3. Variáveis ambientais. 4. Recuperação ambiental. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 634.98

SELMA CRISTINA RIBEIRO

**REGENERAÇÃO NATURAL EM PASTAGENS OCUPADAS
POR *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. NAS CABECEIRAS DO
ALTO RIO GRANDE, BOCAINA DE MINAS, MG – BRASIL**

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

APROVADA em 31 de maio de 2010.

Dr^a. Gislene Carvalho de Castro

UFSJ

Dr^a. Soraya Alvarenga Botelho.
UFLA - MG
(Orientador)

Dr. Marco Aurélio Leite Fontes
UFLA - MG
(Coorientador)

LAVRAS – MG

2010

À minha querida família: meu Pai, Antônio Ribeiro; minha Mãe, Nilvanda Ribeiro; a minha irmã, Simone e minhas lindas sobrinhas, Lela, Kakau e Bela, por sempre terem me apoiado incondicionalmente em todas as decisões tomadas e caminhos percorridos ao longo de toda minha vida. Nunca houve outro motivo!

Dedico.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras, especificamente ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Departamento de Engenharia Florestal, pela oportunidade de realizar este trabalho.

Ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBIO, pelo suporte financeiro, haja vista a liberação parcial e, mais recentemente, integral, e pela oportunidade concedida.

À professora Soraya Alvarenga Botelho, pela orientação, confiança e amizade sincera durante todo o tempo.

Ao professor Marco Aurélio Leite Fontes, co-orientador, pelas inestimáveis sugestões, orientação, paciência, dedicação e amizade, que tornaram possível a realização deste trabalho.

Ao professor Rubens, pela identificação das espécies, sugestões e paciência.

Aos proprietários das duas áreas estudadas em Bocaina de Minas - MG, Sr. Hamilton e Sr. Virgílio, bem como ao Nilo e Julinho, pela confiança em minha pessoa e a proposta de trabalho, presteza, risadas, ensinamentos, amizade e ajuda. Sem vocês esse trabalho jamais aconteceria.

Às secretárias do DCF, Rose, Chica e Terezinha, pela atenção dedicada.

Aos meus queridos amigos de trabalho da APA da Serra da Mantiqueira, Carlinha, Elaine, Geane, Carlinhos, Edna, todos os brigadistas que passaram durante esses dois anos de convivência, e em especial aos meus amigos Analistas Ambientais – AA, Claudinha, Edilberto, Julinho, Soraya, Virgílio, e ao meu querido Chefe Clarismundo Benfica - Dicão. Sei o quanto vocês são importantes e têm parte nesse trabalho. Muito Obrigada.

Aos amigos que “sofreram” subindo as pirambeiras de Bocaina de Minas comigo, mas com compensações culinárias e kit lanchinho: Paulo,

Graziele, Elma, Zé Pedro e, principalmente, à Georgea que nunca desanimou e sempre se mostrou disposta a ajudar nos momentos de desânimo. Não posso deixar de colocar aqui meus imensuráveis agradecimentos ao Isaías, Paulo e Rubens, por se prontificarem em me auxiliar nas análises de dados. Todos vocês são verdadeiros anjos!

Aos meus amigos durante o tempo de mestrado por quem tenho o maior carinho, que foram muito importantes e muito presentes durante essa etapa de minha vida: Luciana, Regiane, Rosangela, Álvaro, Elminha, Adriano, Daniela, Nory, Kamila, André, Érica, Carol, Eduardo, Flavia, Juliana, Samuel, André, Malcon, Regis, Lydi, Lina, Gab's, Bel, Santos D'Ângelo, Jean, Mona. Sei o quanto posso contar com cada um de vocês.

Aos amigos distantes, mas nem por isso menos presentes, Tatiana Bichara, Carolina Portes, Guadalupe Vivekananda, Karina Reinbold, Elisa Vieira, Henriqueta Raimundo, Elisa Souza, Cibele Munhoz, Gustavo Tonzinski, Marcelo Limont e Cecil Maya, que me deram forças nos momentos de fraqueza e confiaram na minha proposta.

Aos meus eternos amigos de Lavras, Patrícia, Eto e Camila.

Aos amigos de Itamonte (a lista é muito grande para correr o risco de esquecer algum...) pelas geladas bebidas e não bebidas!

Ao Toddy, Chanty, Mel e Tchuco (*in memoriam*), sempre, sempre, sempre ao meu lado!

À minha família, meu alicerce, pelo inestimável amor e carinho.

A Deus, porque “Por mais árdua que seja a luta, por mais distante que um ideal se apresente, por mais difícil que seja a caminhada, existe sempre uma maneira de vencer: a nossa fé!”.

Muito Obrigada.

RESUMO GERAL

O objetivo deste trabalho foi verificar se a regeneração natural é suficiente para recuperar áreas de pastagens abandonadas, dominadas por *Pteridium aquilinum*, bem como se as diferenças existentes entre as áreas são relacionadas com as variáveis ambientais. Para tanto, foram definidas duas áreas de pastagens, uma com vinte anos de regeneração (Área 20A) e outra com seis anos de regeneração (Área 6A), localizadas em Bocaina de Minas – MG. Foram lançadas 30 parcelas de 10m² em cada uma das áreas ao longo de transectos, no sentido do maior declive. Nessas parcelas foram identificados e coletados valores do diâmetro a altura do solo e altura de todos os indivíduos regenerantes arbustivos e arbóreos entre 0,15m e 3,0m de altura. Foram coletados dados de porcentagem de cobertura e altura média de *Pteridium aquilinum* nas parcelas. No centro de cada parcela foram coletadas amostras superficiais de solo (0-20cm) e foi realizado levantamento topográfico. Ao todo foram utilizadas 23 variáveis ambientais. Os resultados indicam que as duas áreas apresentaram-se com baixa similaridade na composição florística e na abundância de plântulas por espécies. A Área 20A, com maior tempo de isolamento, apresentou menores valores de abundância e frequência, porém maiores valores de equidade e diversidade quando comparadas com a Área 6A. Para as duas áreas a família Melastomataceae foi a mais rica em espécies e mais abundante em indivíduos. Quanto à classificação em guildas, tanto as espécies quanto o número de indivíduos regenerantes seguiram a mesma tendência, sendo que a maioria foi classificada como clímax exigente de luz e possui dispersão zoocórica. As variáveis ambientais que melhor explicaram a diferenciação entre as duas áreas foram teor de argila e fósforo remanescente, responsáveis pelo agrupamento das parcelas da Área 6A, sendo que todas as demais variáveis explicam melhor o agrupamento das parcelas para a Área 20A. Porém, não foi possível identificar um padrão definido em relação à distribuição das espécies e das parcelas em cada uma das áreas estudadas separadamente. A estrutura da comunidade pode estar sendo afetada tanto por processos estocásticos quanto pelas interações entre as espécies, em especial em função do ambiente competitivo causado pela dominância do *Pteridium*, o qual pode desempenhar papel relevante no recrutamento de espécies durante o processo de regeneração. Dessa forma, apenas a regeneração natural, apesar de contribuir, não é suficiente para restaurar as duas áreas, sugerindo a necessidade de ações de manejo com vistas ao controle populacional do *Pteridium*, facilitando o processo de regeneração.

Palavras-chave: Competição. Resiliência. Variáveis ambientais. Regeneração natural. Recuperação ambiental.

GENERAL ABSTRACT

The aim of this study was to determine whether natural regeneration is sufficient to recover areas of abandoned pastures dominated by *Pteridium aquilinum*, and whether the differences between the areas were related to environmental variables. To do so, two areas of pasture were defined, one with twenty years of regeneration (20A Area) and one with six years of regeneration (6A Area) located in Bocaina de Minas - MG. A total of 30 plots of 10 m² were released along the transects on each of the areas in the direction of maximum gradient. The values of diameter and height above ground level of all shrub regenerating individuals and trees between 0.15 m and 3.0 m high were identified and collected in these plots. Data on the percentage of coverage and average height of *Pteridium aquilinum* in the plots were collected. Samples of the soil surface (0-20cm) were collected in the center of each plot and a topographical survey was carried out. A total of 23 environmental variables were used. The results indicate that both areas present low similarity in floristic composition and abundance of seedlings per species. The 20A Area, with most time of isolation, had lower values of abundance and frequency, but higher values of equity and diversity when compared with the 6A Area. For both areas the Melastomataceae family was the richest in species and the most abundant in individuals. Regarding the classification in guilds, both species as the number of regenerating individuals followed the same trend, and the majority was classified as light demanding climax and have zoochoric dispersion. The environmental variables that best explained the differentiation between the two areas were clay and phosphorus remaining contents, responsible for grouping the plots of the 6A Area, while all other variables best explain the grouping of plots for Area 20A. However, it was not possible to identify a pattern in relation to the distribution of species and plots in each area studied separately. The community structure may be affected both by stochastic processes and the interactions among species, especially due to the competitive environment caused by the dominance of *Pteridium*, which plays an important role in the recruitment of species during the regeneration process. Thus, only natural regeneration, despite being a contributing factor, is not sufficient to restore the two areas, which suggests the need of management actions that aim the population control of *Pteridium*, making the regeneration process easier.

Keywords: Competition. Resilience. Environmental variables. Natural regeneration. Environmental restoration.

SUMÁRIO

	CAPÍTULO 1 Regeneração natural em pastagens ocupadas por <i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn. nas cabeceiras do alto Rio Grande, Bocaina de Minas, MG.....	10
1	INTRODUÇÃO.....	11
2	REFERENCIAL TEÓRICO.....	14
2.1	Restauração, regeneração natural e resiliência.....	14
2.2	Sucessão ecológica.....	18
2.3	Competição.....	22
2.4	O <i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn.....	24
3	CARACTERIZAÇÃO DO PROBLEMA.....	30
	REFERÊNCIAS.....	36
	CAPÍTULO 2 Heterogeneidade ambiental e regeneração natural em pastagens dominadas por <i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn. nas cabeceiras do Alto Rio Grande.....	51
1	INTRODUÇÃO.....	54
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	56
2.1	Áreas de estudo.....	56
2.2	Avaliação da regeneração natural.....	61
2.3	Avaliação das variáveis ambientais.....	61
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	65
3.1	Composição, similaridade e diversidade florística.....	65
3.2	Variáveis ambientais.....	73
3.3	Similaridade e correlações espécies-ambiente.....	78
4	CONCLUSÕES.....	82
	REFERÊNCIAS.....	83
	CAPÍTULO 3 Análise do potencial da regeneração natural para recuperação de pastagens ocupadas por <i>Pteridium aquilinum</i> nas cabeceiras do Alto Rio Grande.....	96
1	INTRODUÇÃO.....	99
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	101
2.1	Áreas de estudo.....	101
2.2	Avaliação da regeneração natural.....	101
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	104
3.1	Composição e estrutura da vegetação.....	104
3.2	Riqueza e diversidade.....	120
3.3	Classificação ecológica das espécies.....	123
3.4	Manejo das áreas.....	134
4	CONCLUSÕES.....	138
	REFERÊNCIAS.....	139
	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	154

CAPÍTULO 1 Regeneração natural em pastagens ocupadas por *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. nas cabeceiras do alto Rio Grande, Bocaina de Minas, MG.

1 INTRODUÇÃO GERAL

A Mata Atlântica é um complexo e exuberante conjunto de ecossistemas de grande importância por abrigar parcela significativa da diversidade biológica do Brasil, reconhecida nacional e internacionalmente no meio científico. Lamentavelmente, é também um dos biomas mais ameaçados do mundo devido às constantes agressões ou ameaças de destruição dos habitats nas suas variadas tipologias e ecossistemas associados (SOSMA, 2009).

O alto grau de interferência na Mata Atlântica é conhecido e a dinâmica da destruição foi mais acentuada nas últimas três décadas, resultando em alterações severas para os ecossistemas pela alta fragmentação do habitat e perda de sua biodiversidade. O resultado atual é a perda quase total das florestas originais intactas e a contínua devastação dos remanescentes florestais existentes, que coloca a Mata Atlântica como um dos conjuntos de ecossistemas mais ameaçados de extinção. Desta forma é considerada uma das áreas prioritárias do planeta para a conservação, tendo sido reconhecida e declarada pela UNESCO como Reserva da Biosfera. Grande parte de suas espécies vegetais são endêmicas, não sendo encontradas em nenhum outro local do planeta (CHUENG, 2006).

Atualmente, a Mata Atlântica brasileira é uma das 15 regiões identificadas mundialmente como *hotspots* (áreas com alta biodiversidade, altas taxas de endemismo e, ao mesmo tempo, com alta pressão antrópica), ocupando, por isso, posição prioritária nos esforços para a conservação da biodiversidade (MYERS et al., 2000).

Os ecossistemas contemplados pelo bioma Floresta Atlântica (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 1993) são: Floresta Ombrófila Densa; Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária); Floresta Ombrófila Aberta; Florestas Estacionais Deciduais e

Semidecíduais; e os ecossistemas associados incluindo manguezais, restingas, campos de altitude, enclaves de campos e cerrados e as florestas montanas da região Nordeste (CÂMARA, 2005). Seus principais remanescentes concentram-se nos Estados das regiões Sul e Sudeste, recobrando parte da Serra do Mar e da Serra da Mantiqueira, onde o processo de ocupação foi dificultado pelo relevo acidentado e pouca infra-estrutura de transporte (CAPOBIANCO, 2001).

Segundo dados do relatório da SOSMA (2009), para o Estado de Minas Gerais, os remanescentes de Mata Atlântica apresentam um total de 9.68% do total da área do bioma do estado em 2008. A maior parte dessas áreas é constituída por formações secundárias em diferentes estágios sucessionais (MORELLATO; HADDAD, 2000). Para Herrmann (2008), a proporção de área remanescente de mata atlântica na região da Mantiqueira é muito superior ao encontrado em outras regiões do Estado de Minas Gerais e em outras partes do país. A mesma autora coloca que existem dois tipos de subpaisagens distintas nessa região em função do seu relevo, onde nas áreas menos declivosas, a floresta encontra-se bastante fragmentada, e nas maiores altitudes e declividades predominam os grandes maciços florestais.

Como em toda Mata Atlântica, a região do Alto Rio Grande, Minas Gerais, possui sua cobertura florestal remanescente reduzida a fragmentos esparsos, em sua maior parte com menos de 10 ha (OLIVERIRA FILHO et al., 1997). De um modo geral, esses remanescentes encontram-se em estádios de sucessão secundária, fragmentados, alterados e empobrecidos em sua composição florística (SOUZA et al., 2002).

Embora diversos pesquisadores e instituições tenham se dedicado a estudos nesta região, para que o quadro atual de degradação seja minimizado, é necessário aprofundar os conhecimentos sobre a floresta e sua funcionalidade, buscando alternativas que promovam a sustentabilidade dos seus recursos naturais. Assim, é importante que se realizem estudos detalhados sobre os

diversos fatores que controlam a regeneração natural e a restauração em seus remanescentes, para que seja possível elaborar propostas concretas de conservação (KAGEYAMA; GANDARA, 2003; CHEUNG, 2006). A perda de habitats e a fragmentação das paisagens podem afetar substancialmente os processos ecológicos de populações vegetais, tais como polinização, dispersão, predação, regeneração e competição (GALETTI et al., 2006). Além disso, os processos ecológicos podem ser definidos como importantes bioindicadores, podendo ser utilizados para avaliação em processos de recuperação.

Desse modo, torna-se prioritário o desenvolvimento de medidas que contribuam para sua conservação, como a regulamentação que discipline a ação humana, o aumento do número de unidades de conservação, o aumento da conectividade entre os fragmentos remanescentes, o incentivo a trabalhos que visem a conhecer aspectos do funcionamento desses ecossistemas e assim desenvolver técnicas que acelerem o processo de regeneração natural em áreas degradadas (AYRES et al., 2005).

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Restauração, regeneração natural e resiliência

O processo de fragmentação do ambiente ocorre em condições naturais, porém a intensidade e a frequência com que ocorrem atualmente são decorrentes de atividades antrópicas. Este processo tem resultado em um grande número de problemas ambientais, provocando mudanças na distribuição e abundância dos organismos, tornando-o principal responsável pelo declínio da biodiversidade (CERQUEIRA et al., 2003).

Devido à atual situação da Mata Atlântica as pesquisas priorizam desenvolver tecnologias que visem à restauração desse bioma (KAGEYAMA; GANDARA, 2003). Os processos de restauração objetivam reconstituir um novo ecossistema o mais semelhante possível ao original, de modo a criar condições de biodiversidade renovável, em que as espécies tenham condições de ser autosustentáveis e a reprodução e diversidade genética em suas populações estejam garantidas (ENGEL; PARROTA, 2003; KAGEYAMA; GANDARA, 2003).

A recuperação de ecossistemas degradados é uma prática muito antiga, podendo-se encontrar exemplos de sua existência na história de diferentes povos, épocas e regiões (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004), porém, só recentemente adquiriu o caráter de uma área de conhecimento, sendo denominada por alguns autores como Ecologia da Restauração (PALMER; ABROSE; FALK, 1997). Esta área incorporou conhecimentos sobre os processos envolvidos na dinâmica de formações naturais remanescentes, fazendo com que os programas de recuperação deixassem de ser mera aplicação de práticas agronômicas ou silviculturais de plantios de espécie perenes, visando apenas à reintrodução de espécies arbóreas numa dada área, para assumir a

difícil tarefa de reconstrução das complexas interações da comunidade (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004).

A regeneração natural tem sido um recurso utilizado pelo homem ou pela própria natureza para recuperar áreas degradadas ou perturbadas, tanto em função da ação antrópica quanto como consequência de fenômenos naturais. Para Botelho e Davide (2002) a regeneração natural é o procedimento mais econômico para recuperar áreas degradadas, sendo que sua condução, por exigir menos mão de obra e insumos, pode reduzir significativamente o custo de implantação de uma floresta, em que pese o maior tempo demandado para recuperação.

A identificação e ordenação das barreiras que impedem a regeneração natural consistem na primeira etapa dos trabalhos de restauração (ENGEL; PARROTA, 2003). Nesse sentido, nas áreas em estágio inicial de sucessão, onde existam condições naturais para a regeneração da floresta, busca-se facilitar o processo de regeneração natural, sabendo-se que simples medidas corretivas são suficientes para dar continuidade ao processo de restauração (ALMEIDA, 1998).

Cada um dos vários modelos de recuperação de áreas degradadas que têm sido formulados têm sua eficácia condicionada aos fatores de intensidade de degradação, assim como condições climáticas, edáficas e presença de remanescentes de vegetação (RODRIGUES; GANDOLFI, 2000; KAGEYAMA; GANDARA, 2003).

Vários trabalhos destacaram a importância da regeneração natural nos processos de restauração de áreas degradadas da Mata Atlântica, porque favorece a rápida cobertura do solo e garante a auto-renovação da floresta (BARBOSA et al., 2000).

Em geral, as florestas tropicais possuem alta capacidade de regeneração natural, principalmente se estiverem próximas a uma fonte de propágulos que

não se encontre demasiadamente alterada e se as terras abandonadas não tiverem sido submetidas a um uso intenso (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2002).

De acordo com Mônaco, Mesquita e Williamson (2003) a regeneração de áreas desmatadas provém de quatro fontes básicas: o rebroto de partes da planta restante, a regeneração avançada (banco de plântulas), o banco de sementes e a chuva de sementes (dispersão).

Entretanto, no processo de regeneração natural existem fatores que podem interferir e dificultar seu desenvolvimento. O estabelecimento de espécies depende da resiliência, da capacidade de regeneração, da frequência e nível de perturbação que o ambiente sofre (KAGEYAMA; CASTRO; CARPANEZZI, 1989).

Os indivíduos jovens de uma comunidade (mudas e arvoretas) são considerados bons indicadores da futura composição e estrutura da comunidade, dependendo apenas do surgimento de condições favoráveis para o seu desenvolvimento, sendo a disponibilidade de luz o fator limitante de muitas espécies (FELFILI et al., 2001).

Assim, as interferências humanas em áreas alteradas, buscando restabelecer funções biológicas, estéticas ou funcionais, requerem esforços diferenciados, dependentes dos graus de degradação em que se encontram os ecossistemas envolvidos, e da existência de alguma capacidade de retorno ao seu estado original, ou resiliência (MANTOVANI; BAIDER; TABARELLI, 1998).

Pimm (1991) definiu a resiliência como a rapidez com que as variáveis de um sistema retornam ao equilíbrio após um distúrbio, ou como a capacidade de um ecossistema de se recuperar de flutuações internas provocadas por distúrbios naturais ou antrópicos. A resiliência é medida em unidades de tempo e quanto menos resiliente, mais frágil é o ecossistema e mais sujeito à degradação (KAGEYAMA; GANDARA; OLIVEIRA, 2003).

Para Malavasi (1977), o tempo é um fator limitante para a regeneração e está intimamente ligado com o grau de degradação. A simplificação do ambiente que caracteriza os sistemas agrícolas modernos, por exemplo as monoculturas, acelerou os padrões de sucessão ecológica criando “habitats” especializados dentro dos ecossistemas. De acordo com Campos (1999), em pastagens, o pisoteio do gado provoca eliminação de espécies florestais e provoca sucessão retrogressiva das florestas. Em fragmentos cuja matriz original era composta por pastos com presença de animais, ficam submetidos a prejuízos nos processos sucessionais e de regeneração devido à quebra de plântulas, pisoteio e pastoreio da regeneração natural (SAMPAIO; GUARINO, 2007). Além disso, a presença de bovinos provoca a compactação do solo e favorece a disseminação de sementes de espécies invasoras que comprometem a regeneração natural, tornando-se um grande impedimento ao processo de recuperação dessas áreas (SILVA; BARROS FILHO, 1999).

Desse modo, a velocidade de regeneração da floresta tropical depende da intensidade e do tipo da perturbação sofrida (SOUZA et al., 2002). Quanto maior a intensidade com que uma área foi utilizada, menor a possibilidade de que uma floresta secundária se regenere a partir de processos naturais (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2002).

Embora seja difícil avaliar o quanto um sistema ou comunidade vegetal é resiliente, já que os processos funcionais e interações da floresta tropical são, em geral, pouco conhecidos, particularmente a longo prazo, a capacidade de regeneração de um sistema após impacto pode refletir a resiliência e servir como ferramenta para estabelecer estratégias e prioridades para sua conservação e restauração (SCARANO; RIOS; ESTEVES, 1998).

2.2 Sucessão ecológica

As relações entre vegetação e ambiente também ocasionam mudanças na composição e distribuição da vegetação ao longo do tempo em decorrência de fatores como característica de solo, relevo e a forma de regeneração das espécies (DALANESI; OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2004, SOUZA; BATISTA, 2004; MOREL, 2009). A interação desses fatores irá influenciar na distribuição dos organismos, de acordo com sua capacidade de adaptação às condições ambientais (RICKELFS, 2003).

Para Engler (1954), sucessão refere-se ao desenvolvimento florestal de uma área por meio da substituição florística, caracterizando como fases complementares aquelas subseqüentes, cada uma sendo ocupada por um grupo de espécies que preparariam o ambiente para a ocupação seguinte.

Gomez-Pompa (1971) define sucessão secundária como um dos mecanismos pelo qual as florestas tropicais se auto-renovam, através da cicatrização de locais perturbados que ocorre a cada momento em diferentes pontos da mata. De acordo com Martins e Engel (2007), na sucessão secundária, a regeneração natural da vegetação pode se dar por disseminação de sementes de áreas vizinhas, tendo como agentes disseminadores o vento, os pássaros, morcegos e outros animais, dentre outros agentes; por banco de plântulas pré existentes que começam a se desenvolver com o aumento da luminosidade; por brotação das touças e raízes; e pelo banco de sementes do solo.

Odum (1976) considerou a sucessão como um processo ordenado de desenvolvimento da comunidade, e até certo ponto, passível de previsão, envolvendo mudanças progressivas no meio físico pelos fatores abióticos, no sentido de aumentar a complexidade estrutural e, assim, alcançar um grau máximo de biomassa e de relações simbióticas dentro da comunidade.

A sucessão ecológica envolve mudanças na estrutura de espécies e processos da comunidade ao longo do tempo. Quando não é interrompida por forças externas, a sucessão é bastante direcional, e, portanto, previsível. É o resultado da modificação do ambiente físico pela comunidade e de interações de competição e coexistência em nível de população (ODUM, 1988).

Nesse sentido, um ecossistema em evolução começa por fases pioneiras que são substituídas por uma série de comunidades de maior maturidade até que se desenvolva uma comunidade mais estável e em equilíbrio com as condições locais (BEGON; MORTIMER; THOMPSON, 1996). As substituições das etapas por comunidades relativamente transitórias são denominadas etapas serais, e à medida que prossegue a sucessão, surgem comunidades mais ajustadas e equilibradas às condições do meio, que são denominadas sere (ODUM, 1976).

Connell e Slatier (1977) resumiram em três modelos os mecanismos que relacionam as conseqüências do desenvolvimento das primeiras para as últimas fases da sucessão:

a) **Facilitação:** os estádios iniciais facilitam o desenvolvimento dos estádios posteriores, contribuindo para os níveis de nutrientes e de água do solo e modificando o microambiente da superfície do solo. As plantas colonizadoras modificam o ambiente a ponto de permitir às espécies clímax a ocupação do ambiente, que normalmente encontra-se em condições de elevada degradação;

b) **Inibição:** as espécies de clímax por definição inibem as espécies características dos estádios iniciais, sendo que o contrário também pode ocorrer. Normalmente as espécies dos estádios iniciais não podem invadir as comunidades clímax, exceto após a perturbação. Como a inibição está relacionada com a substituição de espécies, ela forma uma parte integrante da sucessão ordenada dos primeiros estádios da sere até o clímax;

c) Tolerância: a sucessão conduz a uma comunidade composta por aquelas espécies mais eficientes na exploração dos recursos, presumivelmente mais especializadas em diferentes tipos ou proporções de recursos. O conceito de tolerância realça as habilidades de diferentes espécies em tolerar as condições do ambiente conforme as mudanças sucessionais e minimizar a influência de outras espécies sobre o seu desenvolvimento. Assim, as espécies tolerantes podem excluir outras da sere por competição.

A sucessão secundária é aquela que ocorre após a destruição ou alteração significativa de uma comunidade pré-existente, ou seja, consistindo na re-estruturação gradual do ecossistema (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974). Assim, a sucessão secundária é o processo de mudanças que se verifica nos ecossistemas após a destruição parcial da comunidade. Nesse processo, ocorre uma progressiva mudança na composição florística da floresta, iniciada a partir de espécies pioneiras até espécies climáticas (KAGEYAMA; GANDARA, 2003).

Ao longo do processo de sucessão das florestas secundárias, as relações são fortemente influenciadas por fatores de distúrbios, como frequência de queimadas, pastejo e outros fatores antrópicos (MULLER et al., 2007). Assim os fatores ambientais são responsáveis pela diferenciação da vegetação em vários níveis, variando conforme a flora, a região e a história de uso e ocupação de solo (MULLER et al., 2007), sendo que a intensidade dos distúrbios sofridos ao longo do tempo determina a velocidade de regeneração (WHITMORE, 1990).

Para Margalef (1986), os tipos de associações secundárias, principalmente nos seus primeiros estádios, dependem de diversos fatores, entre os quais se destacam as condições físicas dos solos e sua fertilidade. Em função disso, existe uma grande variabilidade na constituição desses agrupamentos intermediários. As últimas etapas de sucessão caracterizam-se por mudanças lentas e pouco acentuadas na comunidade. Do ponto de vista teórico, este último

estádio sucessional que se conhece como clímax, tem a capacidade de perpetuar-se por si mesmo e mostrar um equilíbrio entre produtividade e respiração, além de uma grande diversidade e estrutura bem desenvolvida (FOURNIER, 1970).

O recurso principal na determinação do comportamento das espécies é a luz (OLIVEIRA, 1995). Geralmente as espécies que exigem mais luz para a germinação, crescimento e reprodução são aquelas espécies especializadas em colonizar clareiras e grandes áreas abertas, as chamadas pioneiras. No outro extremo, estão as espécies que são capazes de germinar, crescer e se reproduzir sem a presença de luz direta, as espécies clímax. Entre estes dois extremos existe uma gama de espécies com estratégias intermediárias (ZANZINI, 2001).

Castillo (1986), referindo-se à composição florística em processos de sucessão florestal, ao descrever as diferenças existentes entre as comunidades pioneiras, secundárias e clímax, afirma que: nas espécies pioneiras os frutos e as sementes são pequenos, produzidos em grandes quantidades e são adaptados à dispersão pelo vento ou por pequenos animais; nas secundárias tardias somente as espécies de dossel alto são adaptadas à dispersão pelo vento; já as espécies clímax apresentam frutos e sementes maiores, menos abundantes e disseminadas em sua maioria por gravidade e animais maiores.

De fato, para compreender o processo de sucessão vegetal, é preciso conhecer as características fisiológicas e ecológicas das espécies presentes em cada estágio, assim como as condições abióticas do local (passadas e presentes) e as interações entre as distintas espécies (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2002). Desse modo, a sucessão é influenciada por eventos probabilísticos, pela biologia de suas espécies, pela forma de interagir com plantas e animais e pelos componentes bióticos (vegetação) e abióticos (tipo de solo, clima) do local (CRAWLEY, 1997).

Nesse sentido, os processos de perturbação são extremamente importantes nos sistemas ecológicos e estão relacionados ao início da sucessão e,

dependendo da sua intensidade e regularidade, pode interrompê-la ou redirecioná-la (ASQUITH, 2002). Desse modo, uma determinada perturbação tem dimensões de espaço, tempo e magnitude, sendo que a sua dimensão específica terá importantes efeitos na iniciação e resultado da dinâmica da vegetação (GLENNLEWIN; MAAREL, 1992).

Dentro dessa visão, a sucessão vegetal pode ser entendida como um processo espacial que não está em “equilíbrio” e que resulta de processos de perturbação ou de populações que se encontram sob mudanças nas condições ambientais (GLENNLEWIN; PEET; VEBLEN, 1992). Desta forma, as perturbações e respostas às perturbações são reconhecidas como processos naturais que figuram no centro da dinâmica dos ecossistemas florestais (CHOKKALINGAM; DE JONG, 2001).

Assim sendo, a sucessão é um processo contínuo, que parte de etapas iniciais nas quais os fatores mais importantes são aqueles que determinam a colonização do local (tipo de substrato, chuva de sementes, banco de sementes, brotação), até chegar a etapas mais avançadas onde a habilidade competitiva das espécies e sua tolerância às condições ambientais determinam os padrões de substituição de espécies (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2002).

2.3 Competição

Competição pode ser definida como a interação biológica negativa que ocorre entre dois ou mais indivíduos quando os recursos são limitados ou quando a qualidade dos recursos varia e a demanda é dependente desta qualidade (MCNAUGHTON; WOLF, 1973). A competição é um processo ativo que afeta a capacidade dos competidores de sobreviver e reproduzir-se. Com a competição, manifesta-se a redução da eficiência de exploração de um recurso ou a interferência direta no acesso a este recurso. Sob competição, indivíduos

mais próximos uns dos outros tornam-se mais vulneráveis e ficam sujeitos à maior mortalidade, o que acarreta conseqüências no padrão de distribuição espacial mostrado pelas espécies (AUGE; BRANDL, 1997). Além disso, tanto o tamanho quanto o estágio de desenvolvimento da vizinhança, bem como as próprias características da planta, afetam o desempenho do indivíduo submetido à competição (GOLDBERG, 1990).

Silvertown e Wilson (2000) descrevem competição como a interação entre plantas vizinhas na qual cada indivíduo suprime o desempenho do outro. A competição tem início quando a disponibilidade de um único recurso cai abaixo das necessidades conjuntas das plantas (DONALD, 1963). O espaço físico é o único recurso comum pelo qual todas as espécies competem em conjunto. A necessidade comum por luz, água e nutrientes, no entanto, significa que a competição por vários fatores é inevitável, apesar da quantidade de recursos requerida por cada espécie poder variar (TURKINGTON; MEHRHOFF, 1990).

Grime (1979) define competição como a tendência de plantas vizinhas utilizar o mesmo quantum de luz, íon de nutriente mineral, molécula de água, ou volume de espaço. De acordo com essa definição, a competição se refere exclusivamente à captura de recursos. A competitividade, isto é, a habilidade em dominar uma comunidade vegetal, não seria determinada por uma única característica; mas sim por uma “síndrome” de características, as quais incluem taxa máxima de crescimento relativo, taxa de assimilação líquida e razão de área foliar. Para Grime (1979) os bons competidores podem ser classificados em três categorias principais:

a) Plantas altamente competitivas, as quais podem usufruir das condições ambientais favoráveis, absorvendo rapidamente nutrientes e crescendo com rapidez, dominando, conseqüentemente, a vegetação.

b) Plantas tolerantes ao estresse: que são adaptadas, ou pelo menos tolerantes às condições de escassez de recursos.

c) Espécies ruderais: que têm a habilidade para invadir e se desenvolver sob condições características de áreas alteradas.

Por outro lado, Tilman (1982) coloca que a habilidade da planta em continuar a extrair recursos, mesmo em níveis bem baixos destes, seria importante indicador da capacidade competitiva dessa espécie. Isto é, um bom competidor é capaz de ter bom desempenho apesar da escassez de recursos. Tilman baseou sua definição de habilidade competitiva na teoria que, através de alguns anos, o competidor de sucesso é a espécie (dentre aquelas inicialmente presentes) que tem a capacidade de reduzir a concentração do recurso limitante ao nível mais baixo e mesmo assim manter a sua população, isto é, é a espécie com o requerimento de recursos mais baixo.

Existe certo consenso quanto ao fato de que a teoria de Grime aplica-se adequadamente a ambientes produtivos, enquanto que a teoria de Tilman pode ser mais apropriada para o entendimento de sistemas com baixos níveis de nutrientes e através de maior espaço de tempo.

Dias-Filho (2004) apresenta uma revisão bem detalhada sobre os atributos mais importantes a serem considerados em ambiente competitivo de pastagens.

2.4 O *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.

O gênero *Pteridium* compreende uma única espécie, *P. aquilinum*, que por sua vez, contém duas subespécies *aquilinum* e *caudatum* e doze variedades. No Brasil encontra-se a *P. aquilinum*, subespécie *caudatum*, variedade *arachinoideum*, que ocorre em regiões montanhosas e serras do sul e sudeste, desenvolvendo-se melhor em zonas frias, de boa pluviosidade e com solos bem drenados. Pertence à família Polypodiaceae e é conhecida popularmente como

“samambaia do campo” ou simplesmente “samambaia” (TOKARNIA; DÖBEREINER; PEIXOTO, 2000).

Segundo Lorenzi (2008), a espécie *Pteridium aquilinum* é considerada uma planta perene, cosmopolita, rizomatosa, bipinada ou tripinada, com folhas de aspecto coriáceo. Apresenta folíolos lobados e sua parte ventral mostra coleções de esporos marrons arranjados linearmente, seus rizomas apresentam pêlos avermelhados. Possui duas formas de propagação, uma assexuada por meio dos esporos, e outra vegetativamente através dos rizomas (Figura 01).



Figura 01 Detalhes da espécie *Pteridium aquilinum*. Em A: Aparência da folha; B: Adensamento normalmente encontrado em campo; e C: Brotos presentes, representando sua forma de reprodução assexuada.Fonte: Centro de Informação Toxicológica do Rio Grande do Sul (2010).

Pteridium aquilinum é uma planta tóxica de grande distribuição pelo mundo, sendo restrita apenas em regiões de temperaturas extremas (FENWICK, 1988). No Brasil, podem ser encontradas ainda em várias regiões, incluindo algumas áreas da Amazônia, Mata Atlântica e Cerrado, onde os registros dessa espécie vem crescendo, já que substitui as espécies nativas e interrompe processos sucessionais recorrentes.

A ocorrência de incêndios frequentes pode favorecer o estabelecimento do *Pteridium aquilinum* que, além de ser tolerante, é beneficiada pelo fogo, em regiões de Mata Atlântica (SILVA; SILVA-MATOS, 2006). A sua grande

produção de necromassa aumenta a intensidade dos incêndios e, apesar da ausência de registros na literatura, pode prejudicar as espécies nativas (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992).

Silva e Silva-Matos (2006) colocam que essa espécie é cosmopolita e pode atuar como invasora em diversos países neotropicais, tendo sido descrita também como uma espécie agressiva, capaz de provocar danos à vegetação. No Brasil, ela é amplamente distribuída, podendo chegar a 3,0 m de altura, sendo considerada, por alguns fazendeiros, impossível de ser erradicada (MARTINS; LEWINSON, T; LAWTON, 1995).

Invasões biológicas são consideradas, atualmente, um dos mais sérios problemas ecológicos enfrentados por cientistas e administradores de áreas protegidas em todo o mundo. Os diversos aspectos que envolvem o processo de invasão ainda não foram completamente compreendidos e, conseqüentemente, pouco se conhece sobre técnicas de controle (SAX; KINLAN; SMITH, 2005). De acordo com Araki (2005), nas regiões tropicais onde espécies pioneiras podem ser favorecidas em áreas abertas, as gramíneas e herbáceas invasoras podem dificultar seu desenvolvimento inicial devido à competição e alelopatia, além da própria barreira física imposta por estas.

Vários estudos têm mostrado que *Pteridium* é tóxica para o gado (FRANÇA; TOKARNIA; PEIXOTO, 2002; MARÇAL et al., 2002; MARÇAL, 2003; SOUTO et al., 2006) e, por ocorrer em áreas de pasto, oferece grande risco de intoxicação e morte dos animais. Porém, no hemisfério sul pouco se sabe sobre o impacto causado pela presença de *Pteridium* sobre a biodiversidade.

A formação de um dossel denso e o acúmulo de serrapilheira em áreas com *Pteridium* prejudicam a regeneração das espécies nativas, seja pelo empobrecimento dos bancos de sementes, por sombreamento ou formação de um substrato inadequado à germinação. A perda do potencial de regeneração a

partir do banco de sementes nessas áreas tem sido um resultado freqüente, e pode dificultar estratégias de restauração (GHORBANI; LE DUC; MCALLISTER, 2006; MARRS; WATT, 2006).

O trabalho de Silva e Silva-Matos (2006) mostrou que, em áreas de Mata Atlântica, dominadas pelo *Pteridium*, o banco de sementes estaria comprometido já que essa espécie pode afetar a regeneração natural dessas áreas. Resultados ainda não publicados mostram que *Pteridium* exerce forte influência na germinação e morfologia de plântulas de espécies arbóreas da Mata Atlântica, já que produz compostos alelopáticos.

Campos (2004), num levantamento do potencial alelopático de espécies de líquens e pteridófitas, afirma que até recentemente os estudos alelopáticos envolvendo espécies de pteridófitas restringiam-se, praticamente, à espécie *Pteridium aquilinum*, cuja capacidade de colonizar ambientes impede o estabelecimento de outras espécies vegetais (GLIEESMAN; MULLER, 1978).

Estudos que avaliam formas para o controle do *Pteridium* indicam que, a longo prazo, a melhor medida adotada seria o corte total, de preferência quando executado duas vezes por ano, o que se torna uma atividade cara (COX et al., 2007; MARRS et al., 2007). O corte duas ou três vezes por ano, consorciado com o uso de herbicida, é considerado o método mais eficaz de controle do *Pteridium* na região da Grã-Bretanha e Inglaterra, embora os resultados iniciais ainda não sejam muito satisfatórios (LE DUCK et al., 2000). Hartig e Beck (2003) mencionam que uma possibilidade para seu controle, em áreas de agricultura tropical, é a utilização do controle biológico utilizando fungos patogênicos (*Ascochyta pteridis* (Bres) Sacc.). Ao longo do tempo existe a possibilidade destes diminuírem o vigor do *Pteridium*, pois inviabilizam o crescimento dos rizomas; porém, devem ser melhor investigados.

Segundo informações dos agricultores da região da Mantiqueira, a melhor forma para dificultar o crescimento do *Pteridium* seria “quebrando” os

seus ramos e não procedendo ao corte, como muitos fazem, situação abordada por Blanco (2006). Segundo esses agricultores, o corte faz com que a espécie cresça com mais vigor ainda, porém, esses dados também carecem de mais estudos. Ressalta-se que ao cortar o *Pteridium*, os indivíduos regenerantes presentes no local ficam comprometidos, já que são, em sua maioria, muito pequenos, o que pode comprometer ainda mais a recuperação dessas áreas.

O *Pteridium* é considerado uma das plantas tóxicas mais importantes do mundo, não somente pela sua distribuição cosmopolita e intoxicação de rebanhos, como também pelo seu alto potencial carcinogênico observado em animais e seres humanos que se alimentam desta (SUGIMURA, 2000).

A respeito dos seus constituintes tóxicos, essa espécie contém diferentes princípios ativos, os quais podem causar doenças distintas, sendo a principal o desenvolvimento de cânceres no trato gastrointestinal e na vesícula urinária de animais que consomem a planta (LATORRE, 2006). Sua toxicidade não se restringe apenas à criação animal. Estudo epidemiológico recente no nosso país associou o consumo de brotos e rizomas *P. aquilinum* com uma maior incidência de câncer de esôfago e estômago em humanos (SANTOS, 2001).

São citados três modos de intoxicação do homem pela samambaia: ingestão da planta, contato físico com os esporos (inalação ou ingestão da água) e ingestão do leite cru de animais contaminados (POTTER; BAIRD, 2000). Considera-se ainda que pelo processo de lixiviação, a ingestão do princípio tóxico também possa ocorrer por meio do consumo de águas de reservatórios localizadas em áreas muito invadidas por *P. aquilinum*. Corroborar com isto um estudo realizado na Dinamarca, por Rasmussen, Jensen e Hansen (2003), o qual mostrou a contaminação do solo e água pelos princípios ativos, após a ocorrência das chuvas.

No Brasil o hábito de consumo do broto dessa samambaia existe em populações orientais da cidade de São Paulo e norte do Paraná. Populações não

orientais também consomem o broto nas regiões de Minas Gerais e Espírito Santo. Alguns estudos demonstram correlação entre regiões infestadas por samambaia e índices elevados de câncer gástrico em seres humanos, principalmente os que vivem em áreas rurais (EVANS et al., 1982).

Para animais, a intoxicação ocorre principalmente pelo consumo da planta em época de escassez de forragens, quando se alimentam dos brotos que contém altas concentrações de princípios tóxicos (RIET-CORREA; MEDEIROS, 2001). Há indícios de que os animais podem desenvolver vícios e após as primeiras ingestões, continuam a comer a samambaia, ou ainda como forma de compensar a escassez de fibra bruta na dieta (TOKARNIA; DÖBEREINER; PEIXOTO, 2000).

Marçal et al. (2002) destacam que no Brasil ocorre uma maior manifestação clínica de surtos agudos no gado pela ingestão da planta na época do inverno, devido à escassez das pastagens e pelo fato da samambaia suportar bem a seca. Segundo o autor, a planta tem se disseminado porque encontra condições edafo-climáticas favoráveis para ocupar terras não mecanizáveis, mas que servem como pastagem ao rebanho bovino. Esse mesmo autor coloca que *P. aquilinun* possui os seguintes princípios tóxicos: tanino, quercetina, ácido chiquímico, prumasina, ptaquilosídeo, aquilídeo A e canferol. Muitos estudos vêm sendo conduzidos para se conhecer outros princípios tóxicos da planta, já tendo ocorrido o isolamento de diversos ácidos orgânicos como o ácido dicaféiltartárico (chicoric acid), pelo menos cinco flavonóides, perto de 30 pterosinasquiterpenos e, também, polissacarídeos, glicosídeos, astragalinas, isoquercetina, catecolaminas e pteraquilina. Sobre o ptaquilosídeo, Natori et al. (1987) afirmam se tratar de um glicosídeo norsesquiterpeno que contribui significativamente para a ação mutagênica e carcinogênica do *Pteridium aquilinum*.

3 CARACTERIZAÇÃO DO PROBLEMA

A Serra da Mantiqueira é uma das maiores e mais importantes cadeias montanhosas do sudeste brasileiro, abrangendo parte dos estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais e é considerada prioritária para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica (CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL, 2000).

Dado sua importância no contexto nacional, em 1985, foi criada a Área de Proteção Ambiental da Serra da Mantiqueira – APASM, através do Decreto Federal nº. 91.304, abrangendo uma área de aproximadamente 435.000,00 ha, distribuídos entre os estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro (BRASIL, 1985). É uma Unidade de Conservação – UC enquadrada segundo o Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC, Lei nº 9.985/2000, como de uso sustentável (BRASIL, 2000). O objetivo básico dessa categoria de UC é compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais (MELLO, 2008)

De acordo com Corte (1997), a Área de Proteção Ambiental, mesmo tendo seu território sob o domínio dos proprietários, é submetida a ações de ordenamento e controle do uso do solo e dos recursos naturais, onde a variável ambiental é inserida nas etapas de planejamento, tendo como meta, o desenvolvimento sustentável.

A APASM é a maior unidade de conservação que integra outras categorias de proteção, como o corredor sul da Mata Atlântica, o Mosaico de Unidades de Conservação da Mantiqueira e o Corredor Ecológico da Mantiqueira em MG. Além disso, sua área tem grande relevância para o Corredor ecológico da Serra do Mar.

Esta unidade de conservação tem como principais objetivos proteger e preservar parte dessa cadeia, bem como a flora endêmica e andina, os

remanescentes dos bosques de Araucária; a continuidade da cobertura vegetal do espigão central e das manchas de vegetação primitiva e a vida selvagem, principalmente as espécies ameaçadas de extinção. Além disso, abriga em seu território importantes nascentes que formam importantes bacias hidrográficas, como as dos Rios Grande e Paraíba do Sul.

A Bacia Hidrográfica do Alto Rio Grande está localizada nas regiões Campo das Vertentes e Sul de Minas Gerais, abrangendo 51 municípios e cerca de 600 mil habitantes. As vazões dos rios da Sub-Bacia do Alto Rio Grande medidas nos anos de 1997 e 1998 são 20% inferiores às médias históricas devido a uma diminuição na abundância dos recursos hídricos (FERREIRA; FERREIRA, 2009).

O município de Bocaina de Minas/MG integra a primeira Unidade de Conservação instituída no Brasil, o Parque Nacional de Itatiaia, e possui toda sua extensão localizada dentro dos limites da APASM. Além disso, a principal nascente do Rio Grande está localizada em seu território.

Toda essa região vem sofrendo ameaças constantes em decorrência do uso inadequado de práticas agrícolas, pecuárias, silviculturais e extrativistas arcaicas, bem como pela falta de planejamento local do turismo, ecoturismo, urbanização desordenada e em especial pelo parcelamento do uso do solo. Tais fatores vêm ocasionando uma forte pressão sobre os recursos naturais e hídricos da região. A prática de queimadas, desmatamentos, cultivos de encostas excessivamente íngremes e pastagens extensivas de baixa produtividade, são alguns exemplos de práticas tradicionais, que moldaram sua paisagem ao longo dos últimos dois séculos (CAVALLINI, 2001).

A forma de ocupação da região onde se localiza a APASM Mantiqueira compõe atualmente um cenário no qual diversos tipos de atores interagem entre si e com a natureza. São estes: agricultores familiares, turistas e migrantes de

origem urbana, empresários e órgãos públicos municipais, estaduais e federais (RIBEIRO, 2005).

Trabalhos realizados na região, desenvolvidos por Cavallini (2001) e Jardim (2003), identificam que as propriedades rurais são, normalmente, de pequenos proprietários que desenvolvem uma agricultura de subsistência, com forte presença da criação bovina leiteira, fortemente direcionada à comercialização. Esses mesmos autores abordam que por sua abrangência e caráter extensivo, a atividade bovina leiteira é o sistema produtivo que possui maior influência na dinâmica da paisagem local e essa atividade vem se tornando cada dia menos atraente do ponto de vista econômico, já que os baixos preços pagos e o decréscimo de mão de obra na região, devido ao fluxo campocidade, têm proporcionado a recuperação natural de pastagens nas áreas mais distantes, com o aparecimento de capoeiras e matas secundárias recentes.

Jardim (2003) menciona que a forma tradicional de manejar o pasto na região ocorre por meio da utilização do fogo. Esse mesmo trabalho apresenta um pouco da racionalidade dos agricultores em usar esta forma de manejo, o que se justifica pela forte crença de que o fogo aumenta a fertilidade do solo. Entretanto, vale destacar o fato de que é cada vez menor a presença de mão-de-obra na região e que o uso do fogo é uma forma de manejo muito barata.

De uma forma geral, o que se percebe na região é o abandono de certas áreas de pastagens nativas ou exóticas que vêm aos poucos sendo ocupadas por *Pteridium*, considerada uma espécie invasora e que ocupa os primeiros estádios sucessionais na recuperação de uma área (TABARELLI; MANTOVANI, 1999).

Silveira (2005), num estudo sobre o uso conflitivo nas áreas de preservação permanente – APP - de Bocaina de Minas – MG contabilizou que 30,37% das APP situadas ao longo dos cursos d'água e 22,73% do entorno das nascentes encontram-se ocupadas com pastagens, sendo que a maioria encontra-se degradada. Outros 3% das APP, ao longo dos rios e no entorno das nascentes,

encontram-se sobre solo exposto. Já 19% das APP encontram-se em processo de regeneração, quem vem sendo dificultada pela infestação de *Gleichenia sp* e *Pteridium sp.*, que dominam as fases iniciais de sucessão das áreas alteradas na região.

Estudos em pastagens abandonadas permitem a observação de teorias sucessionais e, principalmente, de quais fatores influenciam os processos de sucessão nas regiões tropicais (ZIMMERMAN; PASCARELLA; AIDE, 2000). A implantação de pastagens envolve uma série de mudanças nas condições ambientais da área, pois estão associadas à remoção total da cobertura vegetal, à introdução de gramíneas exóticas (PARROTTA et al., 1997), à exaustão do banco de sementes (GÓMEZ-POMPA; VÁZQUES-YANES, 1981), além de profundas mudanças físicas e químicas do solo (GUGGENBERGER; ZECH, 1999). Isso porque o manejo da pastagem compreende queimadas, supressões da vegetação e aragens do solo (HORN, 1980; VILLANI; AUTOMARE, 2004). Nessas áreas a duração e intensidade de uso da pastagem exercem forte influência em seu desenvolvimento (ASQUITH, 2002). Entretanto, a alteração da resiliência é o principal fator limitante da recuperação dessas áreas (MANTOVANI; BAIDER; TABARELLI, 1998).

Embora muitas pastagens possam ser utilizadas por várias décadas (UHL; BUSCHBACKER; SERRÃO, 1998), em algum momento são abandonadas principalmente devido à redução da produtividade da área ou mesmo mudanças sócio-econômicas (AIDE et al., 2000). Uma vez abandonadas, é esperado que nessas áreas o processo de sucessão ecológica, através da regeneração natural, promova o restabelecimento das comunidades vegetais nativas (METZGER, 2003) e que essas mudanças apresentem um padrão temporal em que o aumento da composição florística e estrutural aumentem gradualmente de acordo com tempo de abandono da área (CHEUNG, 2006).

É importante colocar que a Resolução CONAMA nº 392/07 (BRASIL, 2007) e 423/2010 (BRASIL, 2010) que definem os estágios sucessionais em região de Mata Atlântica de Mata Atlântica no Estado de Minas Gerais e nos Campos de Altitude associados ou abrangidos pela Mata Atlântica, respectivamente, incluem o *Pteridium* como espécie indicadora de estágio inicial de regeneração natural.

Alguns trabalhos sugerem que a presença do *Pteridium* dificulta o estabelecimento de espécies presentes na regeneração de algumas áreas (FERNANDES, 2003; PINHEIRO; DURIGAN, 2009; RONDON NETO et al., 2000), em função de suas características como espécie invasora, altamente competitiva e alelopática, bem como pela barreira física imposta por esta espécie. Porém, foram encontradas poucas referências na literatura concentrando esforços em avaliar quais, de fato, são as espécies que conseguem se estabelecer nesse tipo de ambiente competitivo.

Estudos que enfocam aspectos da estrutura e composição do estrato de regeneração florestal são escassos, na região de Mata Atlântica (DURIGAN et al., 2000; GROMBONE-GUARATINI, 1999; GROMBONE-GUARATINI; RODRIGUES, 2002; MARTINI, 2002; RODRIGUES, 1998; TONIATO; OLIVEIRA-FILHO, 2004), e as abordagens e metodologias são as mais diversas, dificultando comparações (ALVES; METZGER, 2006). Uma das limitações mais importantes é a dificuldade de identificação das plântulas, o que demanda um sólido conhecimento da flora assim como um grande investimento de tempo e esforço (LIEBERMAN, 1996).

Nos últimos anos, várias pesquisas vêm sendo desenvolvidas em remanescentes florestais, em especial em áreas de matas ciliares, na região do médio e alto Rio Grande, em Minas Gerais, com vistas a entender a dinâmica florística e fitossociológica para subsidiar a proposição de ações no sentido de recompor áreas, de preservação permanente ou não. Porém, grande parte desses

estudos concentram-se em áreas em estádios médios a avançados de regeneração, e mesmo naquelas onde há levantamento de dados do extrato regenerativo, estes não contemplam as peculiaridades encontradas em áreas ocupadas pelo *Pteridium*. Desta forma, estudar os processos sucessionais nessas áreas alteradas nas cabeceiras do Rio Grande torna-se imprescindível para o sucesso de qualquer iniciativa no sentido de auxiliar efetivamente na restauração da Floresta Atlântica na região.

Desta forma, estudos que avaliem a regeneração natural do extrato arbustivo e arbóreo em áreas de pastagens dominadas pelo *Pteridium* podem auxiliar sobremaneira a indicação de métodos que visem à recuperação das mesmas, facilitando a conexão de diferentes fragmentos florestais em regiões de Mata Atlântica.

REFERÊNCIAS

- AIDE, T. M. et al. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. **Restoration Ecology**, Malden, v. 8, n. 4, p. 328-338, Oct./Dec. 2000.
- ALMEIDA, D. S. Recuperação ecológica de paisagens fragmentadas. **Série Técnica Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais**, Piracicaba, v. 12, n. 32, p. 99-104, 1998.
- ALVES, L. F.; METZGER, J. P. A regeneração florestal em área de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 6, n. 2, p. 115-116, May/Aug. 2006.
- ARAKI, D. F. **Avaliação da sementeira a lanço de espécies florestais nativas para recuperação de áreas degradadas**. 2005. 172 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2005.
- ASQUITH, N. M. La dinámica del bosque y la diversidad arbórea. In: GUARIGUATA, M. R.; KATTAN, G. (Ed.). **Ecología y conservación de bosques neotropicales**. México: LUR, 2002. p. 379-403.
- AUGE, H.; BRANDL, R. Seedling recruitment in the invasive clonal shrub, *Mahonia aquifolium* Pursh(Nutt.). **Oecologia**, Berlin, v. 110, n. 2, p. 205-211, Feb. 1997.
- AYRES, J. M. et al. **Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil**. Belém: Sociedade Civil Mamirauá, 2005. 256 p.
- BARBOSA, A. P. et al. O crescimento de espécies pioneiras e clímax em plantios para recuperação de áreas abandonadas pela agricultura itinerante. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS; SINRAD/SILVICULTURA AMBIENTAL, 4., 2000, Blumenau. **Anais...** Blumenau: Sobrade, 2000. p. 251-261.

BEGON, M.; MORTIMER, M.; THOMPSON, D. J. **Population ecology: a unified study of animals and plants**. 3. ed. Cambridge: Blackwell Science, 1996. 247 p.

BLANCO, Y. La utilización de la alelopatía y sus efectos en diferentes cultivos agrícolas. **Cultivos Tropicales**, La Habana, v. 27, n. 3, p. 5-16, July/Sept. 2006.

BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Métodos silviculturais para recuperação de nascentes e recomposição de matas ciliares. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 5., 2002, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: Sobrade/UFLA, 2002. p. 123-145.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Decreto Federal nº 91.304, de 3 de junho 1985. Dispõe sobre a implantação de área de proteção ambiental nos Estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 3 de junho de 1985. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/ChicoMendes/DecretosCriacao/UsoSustentavel/APA/Serra_da-Mantiqueira.pdf>. Acesso em: 23 mar. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Lei da Mata Atlântica nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 22 de dezembro de 2006. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato_2004-2006/2006/Lei/L11428.htm>. Acesso em: 23 mar. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Lei Federal nº 9985, de 18 de junho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 19 de julho de 2000. Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br/ccivil/leis/L9985.htm>>. Acesso em: 23 mar. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução Conama nº 392, de 25 de junho de 2007. Dispõe sobre a definição de vegetação primária e secundária de regeneração de Mata Atlântica no Estado de Minas Gerais. **Diário Oficial da União**, Brasília, 9 de agosto de 2007. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=537>>. Acesso em: 23 mar. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução Conama nº 423, de 12 de abril de 2010. Dispõe sobre parâmetros básicos para identificação e análise da vegetação primária e dos estágios sucessionais da vegetação secundária nos Campos de Altitude associados ou abrangidos pela Mata Atlântica. **Diário Oficial da União**, Brasília, 13 de abril de 2010. Disponível em: <<http://www.in.gov.br/imprensa/visualiza/index.jsp?jornal=1&pagina=55&data=13/04/2010>>. Acesso em: 23 mar. 2010.

CÂMARA, I. G. Breve história da conservação da Mata Atlântica. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Ed.). **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2005. p. 31-42.

CAMPOS, J. M. S. **Investigação citogenética do potencial alelopático de espécies de líquens e pteridófitas**. 2004. 86 p. Dissertação (Mestrado em Genética e Melhoramento de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2004.

CAPOBIANCO, J. P. R. (Org.). **Dossiê Mata Atlântica**. Brasília: RMA, 2001. 407 p.

CASTILLO, C. A. R. **Dispersão anemocórica das sementes de paineira (*Chorisia speciosa* St. Hil.) na região de Bauru, Estado de São Paulo**. 1986. 140 p. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 1986.

CAVALLINI, M. M. **Agricultura tradicional, composição paisagística e conservação da biodiversidade na região sul mineira: subsídios ao desenvolvimento rural sustentável**. 2001. 205p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2001.

CENTRO DE INFORMAÇÃO TOXICOLÓGICA DO RIO GRANDE DO SUL. ***Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn - Samambaia-das-taperas**. Porto Alegre, 2010. Disponível em: <http://www.cit.rs.gov.br/v2/nova/?p=p_130>. Disponível em: 10 mar. 2010.

CERQUEIRA, R. et al. Fragmentação: alguns conceitos. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. de (Org.). **Fragmentação de ecossistemas**: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações sobre políticas públicas. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 43-63.

CHEUNG, K. C. **Regeneração Natural em áreas de floresta atlântica na Reserva Natural Rio Cachoeira, Antonina, PR**. 2006. 81 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

CHOKKALINGAM, U.; JONG, W. de. Secondary forests: a working definition and typology. **International Forestry Review**, Oxford, v. 3, n. 1, p. 19-26, Jan. 2001.

CONNELL, J. H.; SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, Chicago, v. 111, n. 982, p. 1119-1144, Nov./Dec. 1977.

CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL. **Avaliação de ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2000. 40 p.

CORTE, D. A. A. **Planejamento e gestão de APAs**: enfoque institucional. Brasília: Ibama, 1997. 106 p. (Série Meio Ambiente em Debate, 15).

COX, E. S. et al. A multi-site assessment of the effectiveness of *Pteridium aquilinum* control in Great Britain. **Applied Vegetation Science**, Amsterdam, v. 10, n. 3, p. 429-440, Dec. 2007.

CRAWLEY, M. J. **Plant ecology**. Oxford: Blackwell Science, 1997. 717 p.

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

D'ANTONIO, C. M.; VITOUSEK, P. M. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Amsterdam, v. 23, p. 63-87, Nov. 1992.

DIAS-FILHO, M. B. Competição e sucessão vegetal em pastagens. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO ESTRATÉGICO DA PASTAGEM, 2., 2004, Viçosa. **Anais...** Viçosa, MG: UFV, 2004. p. 251-287.

DONALD, C. M. Competition among crop and pasture plants. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 15, n. 1, p. 1-118, Jan. 1963.

DURIGAN, G. et al. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, n. 3, p. 371-383, set. 2000.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 1-23.

ENGLER, F. E. Vegetation science concepts I: initial floristic compositions: a factor in an old-field development. **Vegetatio**, The Hague, v. 4, p. 412-417, 1954.

EVANS, I. A. et al. The carcinogenic, mutagenic and teratogenic toxicity of bracken. **Proceedings of the Royal Society of Edinburgh**, Edinburgh, v. 81, p. 65-77, 1982.

FELFILI, J. M. et al. Desenvolvimento inicial de espécies de mata de galeria. In: RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L.; SOUZA-SILVA, J. C. (Ed.). **Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria**. Planaltina: Embrapa Cerrado, 2001. p. 779-181.

FENWICK, G. R. Bracken (*Pteridium aquilinum*): toxic effects and toxic constituents. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, London, v. 46, n. 2, p. 147-173, 1988.

FERNANDES, F. A. B. **Estudo de gradientes vegetacionais em uma floresta semidecídua altimontana no planalto de Poços de Caldas, MG.** 2003. 179 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2003.

FERREIRA, V.; FERREIRA, R. R. M. **Programa Maria de Barro.** Brasília, 2010. Disponível em: <http://www.projetomariadebarro.org.br/repositorio/File/artigo_inf_009.pdf>. Acesso em: 10 mar. 2010.

FOUNIER, L. A. **Fundamentos de ecologia vegetal.** São José: Universidade da Costa Rica, 1970. 320 p.

FRANÇA, T. N.; TOKARNIA, C. H.; PEIXOTO, P. V. Enfermidades determinadas pelo princípio radiomimético de *Pteridium aquilinum* (Polypodiaceae). **Pesquisa Veterinária Brasileira**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 1, p. 85-96, jan./mar. 2002.

GALETTI, M. et al. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 151, n. 1, p. 141-149, May 2006.

GHORBANI, J. A.; LE DUC, M. G.; MCALLISTER, H. A. Effects of the litter layer of *Pteridium aquilinum* on seed banks under experimental restoration. **Applied Vegetation Science**, New York, v. 9, n. 1, p. 127-136, May 2006.

GLENN-LEWIN, D. C.; MAAREL, E. van der. Patterns and processes of vegetation dynamics. In: GLENN-LEWIN, D. C.; PEET, R. K.; VENBLEN, T. T. **Plant succession: theory and prediction.** London: Chapman & Hall, 1992. p. 11-59.

GLENN-LEWIN, D. C.; PEET, R. K.; VENBLEN, T. T. **Plant succession: theory and prediction.** London: Chapman & Hall, 1992.

GLIEESMAN, S. R.; MULLER C. H. The allelopathic mechanisms of dominance in the bracken (*Pteridium aquilinum*) in the southern California. **Journal of Chemical Ecology**, New York, v. 4, n. 3, p. 337-362, Mar. 1978

GOLDBERG, D. E. Components of resource competition in plant communities. In: GRACE, J.; TILMAN, D. (Ed.). **Perspectives on plant competition**. New York: Academic, 1990. p. 27-29.

GOMEZ-POMPA, A. Possible papel e La vegetación secundaria m la evolucion de la floresta tropical. **Biotropica**, Washington, v. 3, n. 2, p. 125-135, Apr./June 1971.

GOMEZ-POMPA, A.; VÁZQUEZ-YANES, C. Sucesional studies of a rain forest in Mexico. In: WEST, D. C.; SHUGAR, H. H.; BOTKIN, D. B. (Ed.). **Forest succession: concepts and applications**. New York: Spriger-Verlag, 1981. p. 246-266.

GRIME, J. P. **Plant strategies and vegetation processes**. London: J. Wiley, 1979. 203 p.

GROMBONE-GUARATINI, M. T **Dinâmica de uma floresta estacional semidecidual: o banco, a chuva de sementes e o estrato de regeneração**. 1999. 150 p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

GROMBONE-GUARATINI, M. T.; RODRIGUES, R. R. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 18, n. 5, p. 759-774, Sept. 2002.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Sucesión secundaria. In: GUARIGUATA, M. R.; KATTAN, G. H. **Ecología y conservacion de bosques neotropicales**. Mexico: LUR, 2002. p. 591-618.

GUGGENBERG, G.; ZECH, W. Soil organic matter composition under primary forest, pasture and secondary forest succession, Región Huetar Norte, Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 124, n. 1, p. 96-104, Jan. 1999.

HARTIG, K.; BECK, E. The bracken fern (*Pteridium arachnoideum* (kaulf.) Maxon) dilema in the ades of southern Ecuador. **Ecotropica: an international journal of tropical ecology**, Bonn, v. 9, p. 3-13, 2003.

HERRMANN, G. **Manejo de paisagem em grande escala: estudo de caso no Corredor Ecológico da Mantiqueira, MG.** 2008. 246 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

HORN, H. S. Some causes of variety in patterns of secondary succession. In: WEST, D. C.; SHUGAR, H. H.; BOTKIN, D. B. (Ed.). **Forest succession: concepts and applications.** New York: Spriger-Verlag, 1980. p. 25-55.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico da vegetação brasileira.** Rio de Janeiro, 1992. 92 p. (Manuais Técnicos de Geociências).

JARDIM, A. C. S. **Uso dos recursos naturais pelos produtores rurais da nascente do Rio Grande.** 2003. 112 p. Dissertação (Mestrado em Gestão Social) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2003.

KAGEYAMA, P. Y. E GANDARA, F. B. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: CULLEN JR., L. VALLADARES-PADUA, C., RUDRAN, R. (Ed.). **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre.** Curitiba: UFPR, 2003. p. 383-394.

KAGEYAMA, P. Y.; CASTRO, C. F. A.; CARPANEZZI, A. A. Implantação de matas ciliares: estratégias para auxiliar a sucessão secundária. In: SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR, 1989, Campinas. **Anais...** Campinas: Fundação Cargill, 1989. p. 130-143.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B.; OLIVEIRA, R. E. de. Biodiversidade e restauração da floresta tropical. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais.** Botucatu: FEPAF, 2003. p. 27-48.

LATORRE, A. C. **Avaliação dos efeitos imunotóxicos da *Pteridium aquilinum*: estudo em camundongos.** 2006. 126 p. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária) - Universidade Federal de São Paulo, São Paulo, 2006.

LE DUC, M. G. et al. The variable responses of bracken fronds to control treatments in Great Britain. **Annals of Botany**, London, v. 85, p. 17-29, 2000. Supplement B.

LIEBERMAN, D. Demography of tropical tree seedlings: a review. In: SWAINE, M. D. **Ecology of tropical forest tree seedlings**. (Ed.). Parthenon: Unesco, 1996. p. 131-138.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**. 4. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2008. 640 p.

MALAVASI, U. C. **Biomass trends following forest site preparation on the Oregon coast range**. 1977. 80p. Thesis (Master's degree in Forestry Sciences) - Oregon State University, Corvallis, 1977.

MANTOVANI, W.; BAIDER, C.; TABARELLI, M. Effects of fragmentations in the Atlantic Rainforest of São Paulo Basin. **Hoehnea**, São Paulo, v. 25, n. 2, p. 169-186, May/Aug. 1998.

MARÇAL, W. S. A intoxicação por samambaia em bovinos criados no estado do Paraná. **Seminário: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 24, n. 1, p. 197-08, jan. 2003.

MARÇAL, W. S. et al. Intoxicação aguda pela samambaia (*Pteridium aquilinum*, L. Kuhn), em bovinos da raça *Abeerden angus*. **Archives of Veterinary Science**, Curitiba, v. 7, n. 1, p. 77-81, jan. 2002.

MARGALEF, R. **Ecologia**. 5. ed. Barcelona: Ômega, 1986. 80 p.

MARRS, R. H. et al. Competing conservation goals, biodiversity or ecosystem services: element losses and species recruitment in a managed moorland-bracken model system. **Journal of Environmental Management**, London, v. 85, n. 4, p. 1034-1047, Dec. 2007.

MARRS, R. H.; WATT, A. S. Biological flora of the british Isles: *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 94, n. 6, p. 1272-1321, Nov. 2006.

MARTINI, A. M. Z. **Estrutura e composição da vegetação e chuva de sementes em sub-bosque, clareiras naturais e área perturbada por fogo em floresta tropical no sul da Bahia**. 2002. 150 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.

MARTINS, A. M.; ENGEL, V. L. Soil see banks in tropical forest fragments with different disturbance histories in southeastern Brazil. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 31, n. 3, p. 165-174, Nov. 2007.

MARTINS, R. P.; LEWINSON, T. M.; LAWTON, J. H. "First survey of insects feeding on *Pteridium aquilinum* in Brazil." **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, v. 39, n. 2, p. 151-156, abr./jun. 1995.

MCNAUGHTON, S. J.; WOLF, L. L. **General ecology**. New York: Holt, Rinehart and Winston, 1973. 710 p.

MELLO, R. B. **Plano de manejo**: uma análise crítica do processo de planejamento das unidades de conservação federais. 2008. 133 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) – Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2008.

METZGER, J. P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: KAGEYAMA, P. Y. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 50-76.

MÔNACO, L. M.; MESQUITA, R. C. G.; WILLIAMSON, G. B. Banco de sementes de uma floresta secundária amazônica dominada por *Vismia*. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 33, n. 1, p. 41-52, 2003.

MOREL, J. D. **Efeitos antrópicos e variáveis ambientais na formação de um mosaico vegetal em floresta estacional semidecidual Montana, em Itumirim, MG**. 2009. 102p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais e Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.

MORELLATO; L. P. C.; HADDAD, C. F. B. The Brazilian Atlantic Forest. **Biotrópica**, Washington, v. 32, n. 4, p. 786-792, Apr. 2000.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: J. Wiley, 1974. 547 p.

MÜLLER, S. C. et al. Plant functional types of wood species related to fire disturbance in forest-grassland ecotones, **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 189, n. 1, p. 1-14, Jan. 2007.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, n. 6766, p. 853-845, Feb. 2000.

NATORI, S. et al. Chemical and biological behaviour of ptaquiloside, the carcinogen of *Pteridium aquilinum*. **Journal of Pharmaceutical Sciences**, Washington, v. 76, n. 11, p. 207, Nov. 1987. Suplemento.

ODUM, E. P. **Ecologia**. México: Interamericana, 1976. 434 p.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988. 180 p.

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

OLIVEIRA, L. C. de. **Dinâmica de crescimento e regeneração natural de uma floresta secundária no estado do Pará**. 1995. 126 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Pará, Belém, 1995.

PALMER, M. A.; AMBROSE, R. F.; FALK, D. A. Ecological theory and community ecology. **Restoration Ecology**, Malden, v. 5, n. 4, p. 291-300, Oct./Dec. 1997.

PARROTTA, J. A.; KNOWLES, O. H.; WUNDERLE JÚNIOR, J. M. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, n. 1, p. 21-42, Jan. 1997.

PIMM, S. L. **The Balance of nature?:** ecological issues in the conservation of species and communities. Chicago: University of Chicago, 1991. 434 p.

PINHEIRO, E. S.; DURIGAN, G. Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade de conservação do Cerrado no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 32, n. 3, p. 441-454, jul./set. 2009.

POTTER, D. M.; BAIRD, M. S. Carcinogenic effects of ptaquiloside in bracken fern and related compounds. **British Journal of Cancer**, Edinburgh, v. 83, n. 7, p. 914-920, Oct. 2000.

RASMUSSEN, L. H.; JENSEN, L. S.; HANSEN, H. C. B. Distribution of the carcinogenic terpene ptaquiloside in broken fronds, rhizomes (*Pteridium aquilinum*) and litter in Denmark. **Journal of Chemical Ecology**, New York, v. 29, n. 3, p. 771-778, Mar. 2003.

RIBEIRO, O. K. **Ação coletiva, conselho consultivo e gestão: um estudo na área de proteção ambiental Serra da Mantiqueira**. 2005. 119 p. Dissertação (Mestrado em Administração) - Universidade Federal de Lavras, 2005.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2003. 503 p.

RIET-CORREA, F.; MEDEIROS, R. M. T. Intoxicações por plantas em ruminantes no Brasil e no Uruguai: importância econômica, controle e riscos para a saúde pública. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 1, p. 38-42, jan./mar. 2001.

RODRIGUES, E. **Edge effects on the regeneration of forest fragments in south Brazil**. 1998. 127p. Thesis (PhD) - Harvard University, Cambridge, 1998.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para recuperação de Florestas Ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2000. p. 235-247.

RONDON NETO, R. M. et al. Estrutura e composição florística da comunidade arbustivo-arbórea de uma clareira de origem antrópica, em uma floresta estacional semidecídua Montana, Lavras-MG, Brasil. **Cerne**, Lavras, v. 6, n. 2, p. 79-94, jul./dez. 2000.

SAMPAIO, M. B.; GUARINO, E. de S. G. Efeitos do pastoreio de bovinos na estrutura populacional de plantas em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 31, n. 6, p. 1035-1046, nov./dez. 2007

SANTOS, R. C. Avanços na pesquisa com broto de samambaia usado como alimento em Minas Gerais. **Revista de Pesquisa & Pós Graduação**, Rio de Janeiro, v. 1, n. 1, p. 1-6, 2001.

SAX, D. F.; KINLAN, B. P.; SMITH, K. F. A conceptual framework for comparing species assemblages in native and exotic habitats. **Oikos**, Buenos Ayres, v. 108, n. 2, p. 457-464, Feb. 2005.

SCARANO, F. R.; RIOS, R. I.; ESTEVES, F. A. Tree species richness, diversity and flooding regime: case studies of recuperation after anthropic impact in Brazilian floodprone forests. **International Journal of Ecology and Environmental Sciences**, Jaipur, v. 24, n. 1, p. 223-235, Mar. 1998.

SILVA, E.; BARROS FILHO, L. Fragmentos florestais na Fazenda Santa Clara, Itabira, MG. In: CONGRESSO E EXPOSIÇÃO INTERNACIONAL SOBRE FLORESTAS, 5., 1999, Curitiba. **Anais...** Curitiba: UFPR, 1999. p. 117-120.

SILVA, U. S. R.; SILVA-MATOS, D. M. "The invasion of *Pteridium aquilinum* and the impoverishment of the seed bank in fire prone areas of Brazilian Atlantic Forest". **Biodiversity and Conservation**, London, v. 15, n. 9, p. 3035-3043, Aug. 2006.

SILVEIRA, E. M. O. **Mapeamento do uso atual do solo nas áreas de preservação permanente do município de Bocaina de Minas, MG**. 2005. 55p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2005.

SILVERTOWN, J.; WILSON, J. B. Spatial Interactions among Grassland Plant Populations. In: DIECKMANN, U.; LAW, R.; METZ, J. A. J. (Ed.). **The Geometry of ecological interactions: simplifying spatial complexity**. Cambridge: University Press: 2000, p. 28-47.

SOSMA. **Atlas dos remanescentes florestais da mata atlântica, período 2005-2008**: relatório parcial. São Paulo: Inpe, 2009. 156 p.

SOUTO, M. A. et al. Neoplasmas da bexiga associados à hematuria enzoótica bovina. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 36, n. 6, p. 1647-1650, nov./dez. 2006.

SOUZA, A. L. et al. Dinâmica da regeneração natural em uma Floresta Ombrófila Densa secundária, após corte de cipós, Reserva Natural da Companhia Vale do Rio Doce S. A. Estado Espírito Santo, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 26, n. 4, p. 411-419, jul./ago. 2002.

SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. F. Restoratioun of seasonal semideciduos forest in Brazil: influence of age and restoration design on forest struture. **Forest Ecology and Management**, Amsterdan, v. 191, n. 1-3, p. 185-200, jan./mar. 2004.

SUGIMURA, T. Nutrition and dietary carcinogens. **Carcinogenesis**, Oxford, v. 21, n. 3, p. 387-95, Mar. 2000.

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

TILMAN, D. **Resource competition and community structure**. Princeton: Princeton University, 1982. 296 p.

TOKARNIA, C. H.; DÖBEREINER, J.; PEIXOTO, P. V. Plantas de ação radiomimética. In: TOKARNIA, C. H.; DÖBEREINER, J.; PEIXOTO, P. V. **Plantas tóxicas do Brasil**. Rio de Janeiro: Helianthus, 2000. p. 178-187.

TONIATO, M. T. Z.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Variations in tree community composition and structure in a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil related to different human distrubance histories. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 198, n. 1/3, p. 319-339, Aug. 2004.

TURKINGTON, R.; MEHRHOFF, L. A. The role of composition in structuring pasture communities. In: GRACE, J. B.; TILMAN, D. (Ed.). **Perspectives on plant competition**. San Diego: Academic, 1990. p. 307-340.

UHL, C.; BUSCHBACKER, R.; SERRÃO, E. A. S. Abandoned pastures in eastern Amazonia I. Patterns of plant sucession. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 76, n. 2, p. 663-681, maio/ago. 1988.

VILLANI, J. P.; AUTOMARE, G. B. B. A. importância da regularização fundiária na recuperação da cobertura florestal do Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Santa Virgínia – São Paulo, SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 4., 2004, Curitiba. **Anais...** Curitiba: Fundação O Boticário de Proteção a Natureza, 2004. p. 288-297.

WHITMORE, T. C. **An introduction to the tropical rain forest.** Oxford: Clarendon, 1990. 226 p.

XAVIER, R. DE O.; MATOS, D. M, da S. Impacto da presença de *Pteridium arachnoideum* no banco de sementes em diferentes ambientes do Estado de São Paulo, Brasil. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 9., 2009, São Lourenço. **Anais...** São Lourenço: Departamento de Ecologia, 2009.

ZANZINI, A. C. da S.; VAN DEN BERG, E. **Fauna e flora:** textos acadêmicos. Lavras: UFLA, 2001. 108 p.

ZIMMERMAN, J. K.; PASCARELLA, J. B.; AIDE, T. M. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. **Restoration Ecology**, Malden, v. 8, n. 4, p. 350-360, Oct./Dec. 2000.

CAPÍTULO 2 Heterogeneidade ambiental e regeneração natural em pastagens dominadas por *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. nas cabeceiras do Alto Rio Grande.

RESUMO

O objetivo desse trabalho foi identificar se as diferenças na estrutura e composição de regenerantes presentes em duas áreas de pastagens dominadas por *Pteridium aquilinum*, em Bocaina de Minas, MG, estão relacionadas com variáveis ambientais topográficas e edáficas e, principalmente, pela dominância de *P. aquilinum*. Foram alocadas 30 parcelas de 10 m² em cada uma das áreas, onde foram identificadas as espécies e coletados valores de diâmetro à altura do solo e altura de todos os indivíduos regenerantes arbustivos e arbóreos entre 0,15 e 3 m de altura. Realizou-se um levantamento topográfico e coletaram-se amostras de solo superficial e dados de cobertura e altura média de *P. aquilinum*, compondo as variáveis ambientais. Foram definidas 23 variáveis e utilizadas em análises multivariadas. Os resultados indicam que existem diferenças significativas entre as variáveis ambientais das duas áreas. As variáveis que melhor explicaram essa diferenciação foram os maiores teores de argila e fósforo remanescente nas parcelas da área com seis anos de regeneração, sendo as demais variáveis mais acentuadas na área com vinte anos de regeneração. Porém, não foi possível identificar um padrão para a distribuição das espécies e das parcelas dentro de cada área isoladamente. Infere-se que a dominância de *P. aquilinum* afeta as relações interespecíficas na vegetação e pode desempenhar papel relevante no recrutamento de espécies durante o processo de regeneração florestal, afetando as relações florísticas.

Palavras-chave: Competição. Resiliência. Serra da Mantiqueira. *Pteridium aquilinum*.

ABSTRACT

The aim of this work was to identify if the differences in structure and composition of regenerative plants present in two pasture areas dominated by *Pteridium aquilinum*, at Bocaina de Minas-MG, are related to environmental, topographic and edaphic variables. In both areas, thirty 10m²-plots were allocated along transects in the higher slope direction where the species were identified and DSL (diameter at soil level) and height values of all regenerative bushes and tree individuals that presented height between 0,15m and 3,0m were collected. A topographic survey was made and simple samples of superficial soil and data of covering percentage and mean height of *P. aquilinum* were collected, which composed the environmental variables. In total, 23 variables were defined, which were used to make the multivariate analyses. The results indicate that there are significant differences between the environmental variables and, therefore, the areas are pretty distinct. The variables that explained better the differences between the two areas are clay content and remaining phosphorus for the plot grouping of the 6-year-old regeneration area, while all other variables explained better the plot grouping for the 20-years-old regeneration area. However, it was no possible to identify a well-defined pattern in relation to the distribution of the species and of plots inside each specific area. It is inferred that the *P. aquilinum* dominance affects the inter-specific relations in the vegetation and may develop relevant role in the recruitment of species during forestry regeneration, affecting floristic relations.

Keywords: Competition. Resilience. Serra da Mantiqueira. *Pteridium aquilinum*.

1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica compreende um conjunto de ecossistemas que abrigam enorme biodiversidade. Constitui um dos biomas mais ameaçados do mundo devido às constantes pressões antrópicas (SOSMA, 2009), sendo considerada uma das áreas prioritárias do planeta para a conservação. Atualmente, no Brasil, seus principais remanescentes concentram-se nas regiões Sul e Sudeste, recobrando parte da Serra do Mar e da Serra da Mantiqueira, onde o processo de ocupação foi dificultado pelo relevo acidentado e pouca infraestrutura de transporte (CAPOBIANCO, 2001). Na região do Alto Rio Grande, Minas Gerais, a Mata Atlântica foi reduzida a fragmentos esparsos, com menos de 10 ha (OLIVEIRA FILHO et al., 1997), e em diferentes estádios de sucessão secundária (SOUZA et al., 2002). Nessa região, devido ao abandono das atividades pecuárias, houve a regeneração florestal (CAVALLINI, 2001; JARDIM, 2003; RIBEIRO, 2005). Porém, verifica-se também a colonização de *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn., considerada uma espécie cosmopolita e invasora em diversos países neotropicais, e que ocupa os primeiros estádios sucessionais no reestabelecimento da vegetação (TABARELLI; MANTOVANI, 1999), retardando o processo de regeneração florestal (SILVA; SILVA-MATOS, 2006) e comprometendo a conexão entre os fragmentos remanescentes (FERNANDES, 2003; PINHEIRO; DURIGAN, 2009; RONDON NETO et al., 2000).

A diversidade de interações entre fatores ambientais e as respectivas respostas das espécies resultam em heterogeneidade ambiental que determina a formação de um mosaico de habitats que pode ser repetir no espaço e no tempo (MACHADO et al., 2008). Desta forma as variáveis ambientais são importantes para definir setores distintos de uma determinada área, pois tem grande influência sobre a ocorrência das espécies (BRISON, 1990)

Estudos em áreas abandonadas permitem observar as teorias sucessionais e, principalmente, identificar quais fatores influenciam os processos de sucessão nas regiões tropicais (ZIMMERMAN; PASCARELLA; AIDE, 2000). Porém, trabalhos que enfocam aspectos da estrutura e composição do estrato regenerativo no domínio atlântico são escassos (DURIGAN et al., 2000; GROMBONE-GUARATINI, 1999; GROMBONE-GUARATINI; RODRIGUES, 2002; MARTINI, 2002; RODRIGUES, 1998; TONIATO; OLIVEIRA-FILHO, 2004) e há poucas informações sobre a resiliência destas comunidades, fator este limitante para recuperação de áreas degradadas (MANTOVANI; BAIDER; TABARELLI, 1998). Outra barreira para pesquisas envolvendo a regeneração natural é a variedade de abordagens e metodologias que inviabilizam comparações (ALVES; METZGER, 2006).

Várias pesquisas vêm sendo desenvolvidas em remanescentes florestais na região do médio e alto Rio Grande, em Minas Gerais, especialmente em áreas em estágio médio a avançado de regeneração, porém quando há levantamento do estrato regenerativo estes não contemplam as peculiaridades das áreas ocupadas pelo *Pteridium*.

O Objetivo deste trabalho foi verificar as correlações entre as variações da estrutura fisionômica, da diversidade e composição de espécies da comunidade regenerante arbustiva e arbórea e as variações ambientais topográficas, edáficas e presença do *Pteridium*, em duas áreas de pastagens abandonadas, nas cabeceiras do Alto Rio Grande, em Bocaina de Minas.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Áreas de estudo

De acordo com Carvalho et al. (2005), o clima da região é do tipo Cb (úmido mesotérmico) de Köppen (subtropical); a temperatura média anual é de 16,7°C, com médias mensais variando de 13,0°C, em julho, a 19,7°C, em janeiro; a precipitação média anual é de 2.108mm, com médias mensais variando de 341mm, no trimestre mais chuvoso (dezembro a fevereiro) a 35mm, no trimestre mais seco (junho a agosto).

As áreas de estudo estão localizadas em propriedades particulares localizadas nas cabeceiras do Alto Rio Grande, município de Bocaina de Minas – MG, interior da APA Serra da Mantiqueira (Figura 02). As duas áreas distanciam entre si aproximadamente 14,00 km, e caracterizam-se por terem sido utilizadas para pecuária e submetidas, ao longo do tempo, a diferentes históricos de perturbações. Atualmente ambas apresentam-se com vegetação nativa em estádios iniciais de regeneração natural, dominadas por *Pteridium aquilinum*, conforme enquadrado pela Resolução CONAMA, 392/07 (BRASIL, 2007) e 423/2010 (BRASIL, 2010).

- **Área 20A:** Localizada nos arredores das coordenadas UTM 23k 544064 e 7541825, Datum SAD 69, possui uma altitude variando entre 1300 e 1400m. A área onde foram realizados os levantamentos de campo perfaz aproximadamente 2,0ha (dois hectares) ocupada por *Pteridium aquilinum*, a qual está inserida em área definida como RPPN “Alto Rio Grande” reconhecida pela Portaria Estadual – MG nº 077, publicada no Diário do Executivo em 16/04/2008. Esse local foi ocupado por capim gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv) uma vez que era utilizado como pastagem pelos antigos proprietários, há aproximadamente 20 anos. De acordo com as informações fornecidas pelo

proprietário atual da área, desde quando adquiriu a propriedade, também há aproximadamente 20 anos, essa área não sofre qualquer intervenção antrópica.

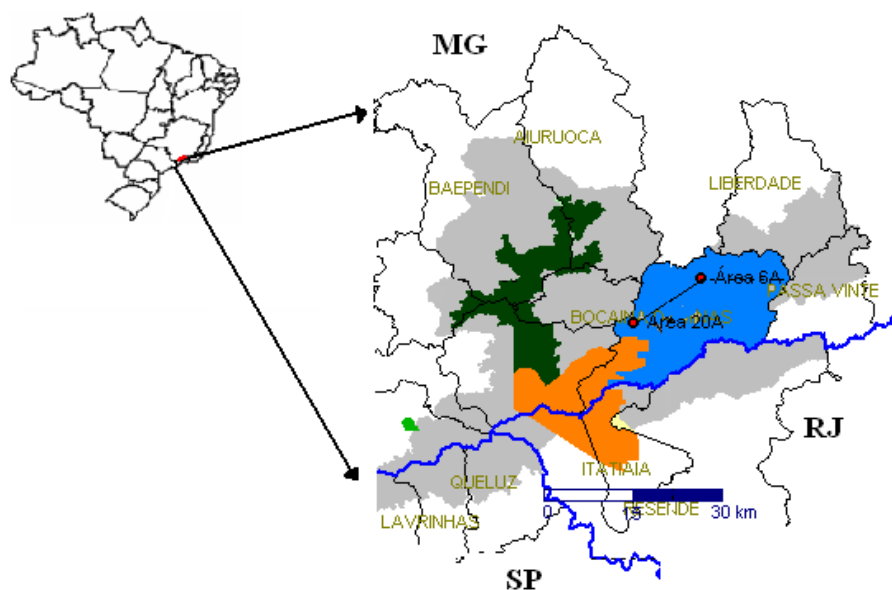


Figura 02 Localização das áreas de estudo (pontos em vermelho) na APA da Serra da Mantiqueira (área em cinza) e no município de Bocaina de Minas, MG, área em azul. Em abóbora: Parque Nacional do Itatiaia, verde escuro: Parque Estadual da Serra do Papagaio e verde claro: Floresta Nacional de Passa Quatro.

Fonte: ICMBIO, 2009

No entorno da área pode-se observar a presença de fragmentos florestais, sendo que na porção superior do terreno ocorre a formação de Floresta Ombrófila Densa Altimontana, caracterizada principalmente pela grande abundância de Candeia (*Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeish), denominada popularmente de “candeal” (Figura 03).

Nas regiões montanhosas do Sudeste do Brasil, o nome candeal é dado à fisionomia florestal de estatura mais baixa (6 a 12 m de altura) e com

predominância da candeia (OLIVEIRA FILHO et al., 2004). De acordo com Oliveira Filho e Fluminhan Filho (1999), o candeal surge normalmente nas áreas de transição entre florestas e campos de altitude, onde os solos tornam-se gradualmente mais rasos. Os autores salientam ainda que o candeal forma uma área tampão contra os incêndios, sendo seus limites afetados pela frequência e intensidade dos mesmos. Na porção inferior do terreno, existe um curso d'água e pode ser observada vegetação típica de matas ciliares.



Figura 03 Vista geral da Área 20A e sua área de entorno, localizada nas cabeceiras do Alto Rio Grande, em Bocaina de Minas – MG. A seta indica a localização exata da área de estudo.

- **Área 6A:** Localizada nos arredores das coordenadas UTM 23k 555599 e 7549864, Datum SAD 69, sua altitude varia entre 1.100 e 1.200m. A área apresenta aproximadamente 1,5ha (um vírgula cinco hectares) ocupada por *Pteridium aquilinum*, a qual se localiza próximo a um curso d'água e uma nascente, porém fora dos limites definidos como Área de Preservação

Permanente – APP. Existe na porção inferior do terreno vegetação típica de matas ciliares e na lateral esquerda é observada uma faixa de árvores, que dividem os limites da propriedade com outro confrontante. Nessa área vizinha é observada a presença de pastagem plantada com braquiária (*Braquiaria decumbes*), como pode ser observado na Figura 04.



Figura 04 Vista geral da Área 6A bem como parte de sua área do entorno, localizada nas cabeceiras do Alto Rio Grande, em Bocaina de Minas – MG. A seta indica a localização exata da área de estudo.

Segundo comunicação pessoal do proprietário, a área de estudo sempre foi ocupada por gramínea nativa, típica da região, conhecida localmente como “grama amargosa” (*Andropogon leucostachyus* Kunth), a qual servia como pastagem. Nesse local nunca houve plantio de pastagem exótica. Há aproximadamente 6 anos, não vem sendo realizado qualquer tipo de atividade com vistas a manejo dessa área, já que não existe interesse em utilizá-la com fins

produtivos pelo proprietário. Isso se deve, em especial, à proximidade do local de uma nascente que fornece água potável para duas propriedades vizinhas.

A Figura 05 apresenta uma comparação entre a cobertura do solo das áreas estudadas e no seu entorno em diferentes datas. Em 1985, pode-se observar a grande presença de pastagens. Mais atualmente, em 2006, para a Área 20A e 2003 para a Área 6A, percebe-se o incremento da vegetação na região

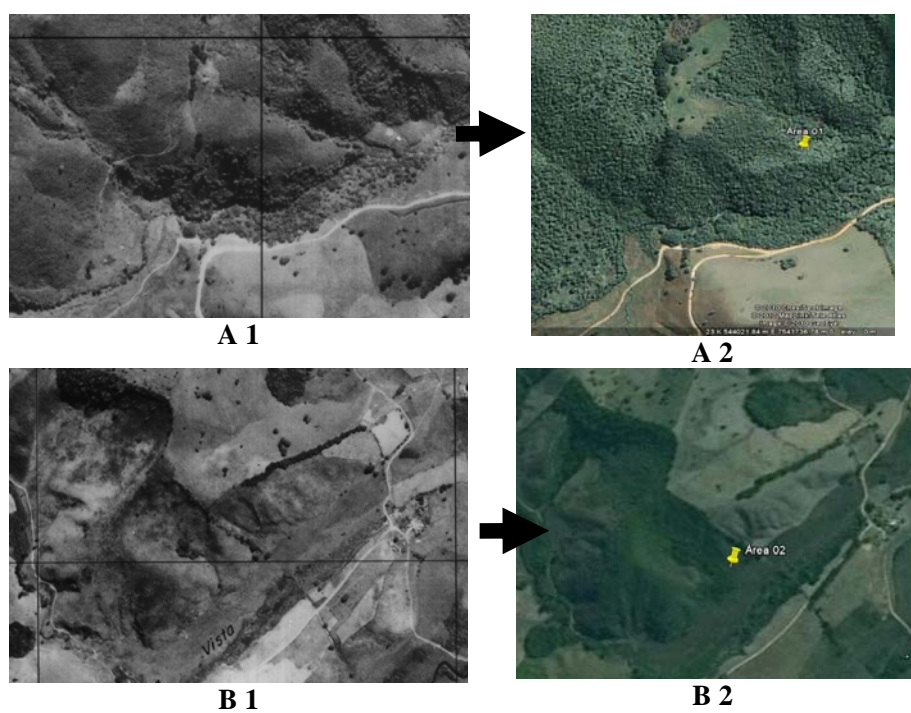


Figura 05 Evolução da cobertura do solo no entorno das duas áreas estudadas em diferentes datas, em Bocaina de Minas, MG. Onde: A1 e B1: correspondem as Área 20A e Área 6A em 1985, respectivamente.

Fonte: Companhia Energética de Minas Gerais - Cemig (1985a) e Cemig (1985b) e Google Earth (2010).

2.2 Avaliação da regeneração natural

A caracterização da regeneração natural foi realizada através de 60 parcelas (2 m x 5 m) alocadas em dois diferentes trechos (30 parcelas em cada trecho), totalizando uma área amostral de 600 m². Em cada trecho foram estabelecidas duas transecções distantes 10 m entre si. Nas transecções foram alocadas parcelas equidistantes 5 m entre si. Os transectos foram estabelecidos perpendicularmente ao curso d'água e no sentido do maior declive.

Foram amostrados os indivíduos de espécies arbustivo-arbóreas com altura entre 0,15 m e 3 m, as quais foram identificadas e tiveram mensuradas as suas alturas e diâmetros ao nível do solo (DAS). Quando não houve a identificação em campo, foi coletado material testemunho para futura identificação, que ocorreu mediante comparações com exsicatas depositadas no herbário ESAL da Universidade Federal de Lavras (UFLA), consultas à literatura e a especialistas.

Os descritores usados para caracterizar a comunidade de regenerantes foram os parâmetros de densidade, frequência e dominância (absolutos e relativos) e as relações de similaridade entre as áreas foram obtidas pelo coeficiente de Jaccard (MUELLER-DOMBOIS; ELLEMBERG, 1974). Calculou-se para cada área o índice de diversidade de Shannon (H'), que foram comparados pelo teste *t* de Hutchenson, a equabilidade de Pielou, J' (KREBS, 1989) e os estimadores *Jackknife* de 1^a e 2^a ordem (SMITH; BALLE, 1984).

2.3 Avaliação das variáveis ambientais

Para o inventário das variáveis ambientais realizou-se um levantamento topográfico em cada área de estudo. Para medição da inclinação do terreno utilizou-se um clinômetro para fazer a leitura do ângulo entre os pontos

referenciais, extraíndo-se as distâncias verticais equivalentes. As visadas foram realizadas nos vértices das parcelas. De posse destes dados, foram confeccionados os mapas de cada área, com as curvas de nível eqüidistantes de 1,0m. Posteriormente, foram extraídas coordenadas altimétricas dos mapas, sendo estas utilizadas para gerar uma representação tridimensional das áreas (Figura 06), utilizando-se do programa SURFER, Versão 8.0 da Golden Software.

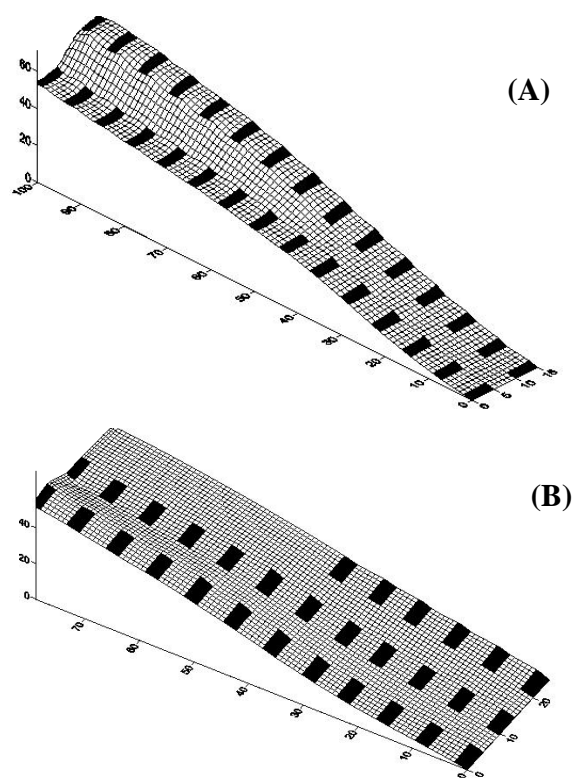


Figura 06 Grade de superfície mostrando detalhes da topografia das duas áreas em Bocaina de Minas, MG e a distribuição das parcelas utilizadas para amostra a comunidade do extrato regenerativo. Em que: A= Área 20A e B= Área 6A. O espaçamento entre as linhas da grade é de 1m.

Com os dados topográficos foram obtidos os valores de cota média e desnível para cada uma das áreas. Para cada parcela foram somados os valores obtidos pela visada em cada um dos quatro vértices. O resultado foi dividido pelo número de visadas e constitui no valor de cota média, representando a altitude média de cada parcela. Todos os valores de cota média foram transformados em valores reais de altitude por meio da conversão a partir dos valores de altitude obtidos em campo, com GPS Etrex Vista Cx. Os valores de desnível foram calculados através da subtração da menor cota em relação à maior e consistiram nos valores de desnível por parcela.

Ainda em relação às variáveis topográficas, as duas áreas foram divididas em setores em função da sua posição na encosta do terreno, configurando uma variável categórica. Sendo: Setor 1: parcelas localizadas no terço inferior da encosta; Setor 2: parcelas localizadas no terço médio da encosta e Setor 3: parcelas localizadas no terço superior da encosta estudada.

No centro de cada parcela foram coletadas amostras simples de solo superficial (0 a 20cm de profundidade), seguindo-se o gradiente topográfico. As análises químicas e texturais foram realizadas no Laboratório de Análise de Solos da UFLA, seguindo o protocolo recomendado pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa (1997). As variáveis de solo obtidas foram: Ph, teores de Fósforo (P), Potássio (K), Cálcio trocável (Ca^{2+}), Magnésio trocável (Mg^{2+}), Acidez trocável (Al^{3+}), Acidez potencial (H+Al), Soma de bases (SB), CTC efetiva (t), CTC Ph 7 (T), Saturação por bases (V), Saturação por Al^{3+} (m), Matéria Orgânica (MO), Fósforo remanescente (P-rem) e teores de Areia, Silte, Argila.

Para as populações de *Pteridium aquilinum* foram estimadas a porcentagem de cobertura nas parcelas (0-100%) (BRAUN-BLANQUET, 1979) e a altura média.

Ao todo foram definidas 23 variáveis, das quais 15 foram submetidas à análise de Variância (ANOVA) seguidas de teste Tukey (ZAR, 1996), visando a analisar as diferenças existentes entre elas. Para isso utilizou-se o programa BioEstat 5.0 (AYRES et al., 2005). Essa seleção ocorreu uma vez que as variáveis não selecionadas apresentam-se representadas em forma de porcentagem ou proporção e, portanto, não respondem bem a estatística clássica.

A matriz contendo as variáveis ambientais incluiu variáveis químicas e texturais dos solos, altura média de *Pteridium* em cada parcela, cota e desnível, totalizando 21 variáveis ambientais, sendo três variáveis definidas como categóricas na matriz inicial: as próprias áreas (20A e 6A), a porcentagem de cobertura de *Pteridium* e a posição da parcela na encosta.

Para verificar a análise das correlações entre os gradientes ambientais e vegetacionais foi empregada uma Análise de Correspondência Canônica – CCA (TER BRAAK, 1987), utilizando-se o programa PC-ORD for Windows versão 5.10 (MCCUNE; MEFFIRD, 2006). A matriz principal para CCA foi composta pela abundância das espécies nas parcelas, que foram logaritimizadas ($\ln(x+1)$), a fim de compensar os valores muito discrepantes.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Composição, similaridade e diversidade florística

Para as duas áreas, conjuntamente, foram amostrados 1.159 indivíduos, distribuídos em 53 espécies, 36 gêneros e 20 famílias. Para Área 20A, ocorreram apenas 218 indivíduos distribuídos em 21 espécies e na Área 6A, com seis anos de regeneração, ocorreram 941 indivíduos distribuídos em 34 espécies (Tabela 01). As quatro famílias que apresentaram maior abundância na amostragem total foram: Melastomataceae (762 ind – 65,75%), seguida por Euphorbiaceae (210 ind-18,12%), Myrtaceae (65 ind -5,61%) e Rubiaceae (24 ind – 2,07%).

Diversos estudos realizados nesta mesma região demonstraram a importante contribuição de Melastomataceae para a composição florística e recomposição dessas áreas (CARVALHO, et al., 2005; OLIVEIRA-FILHO, et al., 2004; PINTO et al., 2005; PEREIRA, 2003; PEREIRA, 2006; RONDON NETO et al., 2000; SOUZA, 2010). Melastomataceae apresentou 13 espécies, sendo que *Leandra* sp. Foi registrada com a maior abundância (533 ind – 45,99%). As cinco espécies mais frequentes dessa família foram: *Leandra* sp, *Leandra scabra*, *Bellucia* sp, *Miconia tristis*, *Miconia latecrenata* e *Tibouchina estrellensis* e totalizaram 62,64% da abundância total da amostragem. Outras espécies que se destacaram pela abundância foram *Croton floribundus* (208 ind – 17,95%), *Marlierea racemosa* (33 ind – 2,85%) e *Myrcia hebetata* (28 ind – 2,42%).

A pouca similaridade florística entre as duas áreas foi evidenciada pelo baixo valor do coeficiente de Jaccard (3,7%). Apenas duas espécies foram comuns entre as áreas estudadas: *Miconia latecrenata* e *Tibouchina estrellensis*.

O índice de Shannon obtido foi de 2,36 nats/indivíduo para a Área 20A e 1,54 nats/indivíduo para a Área 6A, sendo a diversidade encontrada no

primeiro significativamente maior ($t_{\text{cal}} = 9,63 > T_{\text{tab}} 0,001 = 3,32$) que a verificada no segundo. A equabilidade de Pielou foi de 0,77 para a Área 20A e de 0,44 para a Área 6A. Os valores mais baixos de equabilidade obtidos para a Área 6A indicaram haver maior concentração de abundância em menor número de espécies, o que caracterizou a existência de dominância ecológica mais pronunciada, como é comum em florestas tropicais (RICHARDS, 1952). Na Área 6A foi observado que as espécies *Leandra* sp. e *Croton floribundus* destacaram-se tanto por sua freqüência como pela densidade (Tabela 01).

Os valores para os índices de diversidade e equabilidade neste estudo foram próximos aos encontrados em trabalhos realizados com estrato regenerativo em Mata Atlântica. (BARDDAL et al., 2004; NAPPO et al., 2004; OLIVEIRA, 2002; SILVA-JÚNIOR et al., 2004; TABARELLI; MANTOVANI, 1999). Os estimadores *Jackknife* 1ª e 2ª ordem evidenciaram maior riqueza de espécies para a Área 6A, (48,50 e 58,00 – Área 6A; 27,70 e 30,60 – Área 20A). Em campo foi observado para a Área 6A grande quantidade de regenerantes oriundos de rebrota, em especial as espécies com maiores densidades (*Leandra* sp. e *Croton floribundus*). Nesta mesma área observou-se ainda a ocorrência de ilhas de vegetação bem adensadas (moitas) compostas por diferentes espécies, porém, com alturas superiores a 3,0m (não contabilizadas já que não se enquadravam na metodologia proposta). Essas duas situações podem estar favorecendo o estrato regenerativo arbustivo e arbóreo nesse ambiente, o qual apresentou valores superiores de área basal, densidade e riqueza de regenerantes. Assim, neste local há maior facilidade para o estabelecimento de elementos florestais, já que as moitas podem facilitar a dispersão e a chuva de sementes (VIEIRA; PESSOA, 2001). A rebrota é comum na regeneração de áreas perturbadas, apresentando grande importância em locais onde as condições para colonização por sementes são limitadas (VESK; WESTOBY, 2004).

Tabela 01 Parâmetros estruturais, composição de espécies e famílias arbustivo-arbóreas inventariadas na regeneração natural em duas áreas colonizadas por *Pteridium aquilinum* em Bocaina de Minas, MG. Onde: N: número total de indivíduos encontrados na área; DA: densidade absoluta; DR: densidade relativa; DoA: dominância absoluta; DoR: dominância relativa; FA: frequência absoluta, FR: frequência relativa; VI: Valor de importância e VC: Valor de cobertura.

FAMÍLIA – Área 20A	N	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI	VC
<i>Espécie</i>		(n/ha)	(%)	(m ² /ha)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
Asteraceae									
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	8	266,67	3,67	0,003	0,05	4,55	1,15	4,87	3,72
<i>Wulffia stenoglossa</i> (L.) DC.	1	33,33	0,46	0,001	0,02	4,55	1,15	1,63	0,48
Bignoniaceae									
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	7	233,33	3,21	0,13	2,39	18,18	4,60	10,20	5,61
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	2	66,67	0,92	0,04	0,75	9,09	2,30	3,97	1,67
Clethraceae									
<i>Clethra scabra</i> Pers.	10	333,33	4,59	0,09	1,63	40,91	10,34	16,56	6,22
Euphorbiaceae									
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	3	100,00	1,38	0,01	0,14	9,09	2,30	3,82	1,52
Melastomataceae									
<i>Leandra scabra</i> DC.	54	1800,00	24,77	0,18	3,18	54,55	13,79	41,74	27,95
<i>Bellucia</i> sp.	43	1433,33	19,72	4,23	76,03	40,91	10,34	106,10	95,76
<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin	25	833,33	11,47	0,05	0,87	40,91	10,34	22,68	12,34
<i>Miconia mellina</i> DC.	10	333,33	4,59	0,24	4,25	27,27	6,90	15,73	8,83

Continua...

TABELA 01, Continuação.

FAMÍLIA – Área 20A	N	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI	VC
<i>Espécie</i>		(n/ha)	(%)	(m²/ha)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
<i>Miconia calvescens</i> Schrank & Mart. Ex DC.	9	300,00	4,13	0,24	4,24	31,82	8,05	16,41	8,36
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	4	133,33	1,83	0,05	0,86	13,64	3,45	6,14	2,69
<i>Tibouchina estrellensis</i> (Raddi) Cogn.	3	100,00	1,38	0,06	1,00	9,09	2,30	4,67	2,37
Meliaceae									
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	1	33,33	0,46	0,09	1,59	4,55	1,15	3,20	2,05
Myrsinaceae									
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	9	300,00	4,13	0,08	1,50	22,73	5,75	11,37	5,63
Myrtaceae									
<i>Marlierea laevigata</i> (DC.) Kiaersk.	1	33,33	0,46	0,002	0,03	4,55	1,15	1,64	0,49
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	1	33,33	0,46	0,03	0,51	4,55	1,15	2,12	0,97
Rubiaceae									
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	22	733,33	10,09	0,03	0,49	36,36	9,20	19,78	10,58
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	1	33,33	0,46	0,0009	0,02	4,55	1,15	1,63	0,48
Salicaceae									
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	1	33,33	0,46	0,0002	0,003	4,55	1,15	1,61	0,46
Thymelaeaceae									
<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	3	100,00	1,38	0,03	0,45	9,09	2,30	4,13	1,83
Total Geral	218	7266,67	100	5,56	100	395,45	100	300	200

Continua...

TABELA 01, Continuação.

FAMÍLIA – Área 6A	N	DA (n/ha)	DR (%)	DoA (m²/ha)	DoR (%)	FA (%)	FR (%)	VI (%)	VC (%)
<i>Espécie</i>									
Aquifoliaceae									
<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	1	66,67	0,21	0,01	0,01	3,33	0,61	0,83	0,22
Asteraceae									
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	2	66,67	0,21	0,20	0,18	6,67	1,22	1,61	0,39
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	1	33,33	0,11	0,01	0,01	3,33	0,61	0,73	0,12
Asteraceae sp.1	1	33,33	0,11	0,001	0,001	3,33	0,61	0,72	0,11
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	1	33,33	0,11	0,01	0,01	3,33	0,61	0,73	0,12
Bignoniaceae									
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	4	133,33	0,42	0,03	0,03	10,00	1,83	2,28	0,45
Euphorbiaceae									
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	208	6933,33	22,08	0,05	0,04	36,67	6,71	28,83	22,13
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	2	66,67	0,21	0,004	0,004	3,33	0,61	0,83	0,22
Caesalpiniaceae									
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	1	33,33	0,11	0,23	0,21	3,33	0,61	0,93	0,32
Fabaceae Faboideae									
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	5	166,67	0,53	0,002	0,002	16,67	3,05	3,58	0,53
Fabaceae Mimosoideae									
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	4	133,33	0,42	0,001	0,001	6,67	1,22	1,65	0,43

Continua...

TABELA 01, Continuação.

FAMÍLIA – Área 6A	N	DA (n/ha)	DR (%)	DoA (m²/ha)	DoR (%)	FA (%)	FR (%)	VI (%)	VC (%)
<i>Espécie</i>									
Lauraceae									
<i>Nectandra nitidula</i> Nees	1	33,33	0,11	0,0007	0,001	3,33	0,61	0,72	0,11
Melastomataceae									
<i>Leandra</i> sp.	533	17766,67	56,58	0,002	0,002	100,00	18,29	74,88	56,58
<i>Miconia tristis</i> Spring	40	1333,33	4,25	0,001	0,001	63,33	11,59	15,83	4,25
<i>Tibouchina estrellensis</i> (Raddi) Cogn.	20	666,67	2,12	0,03	0,03	43,33	7,93	10,08	2,15
<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin	8	266,67	0,85	0,01	0,01	26,67	4,88	5,74	0,86
<i>Miconia corallina</i> Spring	6	200,00	0,64	0,12	0,11	13,33	2,44	3,18	0,74
<i>Miconia urophylla</i> DC.	4	133,33	0,42	0,01	0,01	10,00	1,83	2,26	0,43
<i>Miconia paulensis</i> Naudin	2	66,67	0,21	0,69	0,64	6,67	1,22	2,07	0,85
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	1	33,33	0,11	0,01	0,01	3,33	0,61	0,72	0,11
Myrtaceae									
<i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	33	1100,00	3,50	0,02	0,02	43,33	7,93	11,45	3,52
<i>Myrcia hebeptala</i> DC.	28	933,33	2,97	0,02	0,02	46,67	8,54	11,53	2,99
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	1	33,33	0,11	0,85	0,78	3,33	0,61	1,50	0,89
<i>Myrcia obovata</i> (O.Berg) Nied.	1	33,33	0,11	0,0004	0,0004	3,33	0,61	0,72	0,11
Rubiaceae									
<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	1	33,33	0,11	0,04	0,04	3,33	0,61	0,75	0,14

Continua...

TABELA 01, Conclusão.

FAMÍLIA – Área 6A	N	DA (n/ha)	DR (%)	DoA (m²/ha)	DoR (%)	FA (%)	FR (%)	VI (%)	VC (%)
<i>Espécie</i>									
Rutaceae									
<i>Dictyoloma vandellianum</i> A.Juss.	4	133,33	0,42	105,63	97,64	13,33	2,44	100,51	98,07
<i>Citrus limonia</i> Osbeck	1	33,33	0,11	0,04	0,03	3,33	0,61	0,75	0,14
Salicaceae									
<i>Xylosma prockia</i> (Turcz.) Turcz.	1	33,33	0,11	0,01	0,01	3,33	0,61	0,73	0,12
Solanaceae									
<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	5	166,67	0,53	0,003	0,003	10,00	1,83	2,36	0,53
<i>Solanum cinnamomeum</i> Sendtn.	1	33,33	0,11	0,01	0,01	3,33	0,61	0,72	0,11
Symplocaceae									
<i>Symplocos insignis</i>	3	100,00	0,32	0,003	0,003	6,67	1,22	1,54	0,32
<i>Symplocos celastrinea</i> Mart. Ex Miq.	1	33,33	0,11	0,004	0,004	3,33	0,61	0,72	0,11
Theaceae									
<i>Laplacea tomentosa</i> (Mart. & Zucc.) G.Don	14	466,67	1,49	0,14	0,13	30,00	5,49	7,11	1,62
Thymelaeaceae									
<i>Daphnopsis brasiliensis</i> Mart. & Zucc.	2	66,67	0,21	0,01	0,01	6,67	1,22	1,44	0,22
Total Geral	941	31400	100	108,17	100	546,67	100	300	200

Os valores para os índices de diversidade e equabilidade neste estudo foram próximos aos encontrados em trabalhos realizados com estrato regenerativo em Mata Atlântica. (BARDDAL et al., 2004; NAPPO et al., 2004; OLIVEIRA, 2002; SILVA-JÚNIOR et al., 2004; TABARELLI; MANTOVANI, 1999). Os estimadores *Jackknife* 1ª e 2ª ordem evidenciaram maior riqueza de espécies para a Área 6A, (48,50 e 58,00 – Área 6A; 27,70 e 30,60 – Área 20A). Em campo foi observado para a Área 6A grande quantidade de regenerantes oriundos de rebrota, em especial as espécies com maiores densidades (*Leandra* sp. e *Croton floribundus*). Nesta mesma área observou-se ainda a ocorrência de ilhas de vegetação bem adensadas (moitas) compostas por diferentes espécies, porém, com alturas superiores a 3,0m (não contabilizadas já que não se enquadravam na metodologia proposta). Essas duas situações podem estar favorecendo o estrato regenerativo arbustivo e arbóreo nesse ambiente, o qual apresentou valores superiores de área basal, densidade e riqueza de regenerantes. Assim, neste local há maior facilidade para o estabelecimento de elementos florestais, já que as moitas podem facilitar a dispersão e a chuva de sementes (VIEIRA; PESSOA, 2001). A rebrota é comum na regeneração de áreas perturbadas, apresentando grande importância em locais onde as condições para colonização por sementes são limitadas (VESK; WESTOBY, 2004). Tais estratégias podem ser importantes para a regeneração e, apesar de não terem sido contabilizados em campo, podem explicar a maior presença de espécies de regenerantes na Área 6A, sugerindo a necessidade de trabalhos futuros que considerem tais características para avaliação mais detalhada.

A Área 20A, mesmo que exposta por maior tempo ao processo de regeneração natural, possui menor abundância e diversidade específica, tendência que não era esperada, uma vez que durante a sucessão ecológica ocorre a restauração da composição florística, sendo a estrutura restaurada em fases de regeneração mais avançadas (TABARELLI; MATOVANI, 1999; UHL,

1988). Essa diferença na composição florística e diversidade entre as duas áreas pode ser atribuída à pressão exercida pelo *Pteridium*, visto que a espécie torna o local muito mais competitivo para a manutenção e sobrevivência das demais espécies (SILVA; SILVA-MATOS, 2006).

3.2 Variáveis ambientais

Os solos as duas áreas estudadas pode ser classificado como Cambissolos Háplicos, conforme comunicação pessoal do Prof. Nilton Curi (DCS/UFLA) e com base nos dados apresentados por Menezes (2007).

Os resultados das análises estatísticas utilizando-se o teste *T*, indicam que para 14 das 15 variáveis ambientais avaliadas houve diferenças significativas, ou seja, as duas áreas são bastante distintas entre si. Apenas em relação ao teor de magnésio o teste não apresentou resultado significativo, a 5% de probabilidade ($T= 2,0414$, $P= 0,0503$), conforme pode ser observado na Tabela 02.

De maneira geral, os parâmetros de fertilidade não tiveram grande oscilação entre as parcelas dentro das duas áreas, sendo que o solo de ambas pode ser considerado de baixa fertilidade, de acordo com a Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais - CFSEMG (1999). As duas áreas apresentaram valores baixos de Ph, indicando acidez elevada do solo, bem como baixos teores de cálcio (Ca), magnésio (Mg) e potássio (K). Para a Área 20A foram observados valores médios para a variável CTC efetiva (t), sendo que para Área com 6 anos de regeneração esses teores foram considerados baixos, provavelmente devido ao maior teor de matéria orgânica (MO) encontrado para a área com vinte anos de regeneração.

Tabela 02 Variáveis ambientais, considerando valores médios e desvios padrão das variáveis químicas e texturais do solo, topográficas e altura média do *Pteridium*, com os resultados dos Testes T, para as duas áreas estudadas em Bocaina de Minas, MG.

Variáveis	Área 20A	Área 6A	Teste t	
			T	p
Químicas				
pH em H ₂ O	4,93 ± 0,17	4,62 ± 0,17	7,188	0,0001
P – Mehlich (mg.dm ⁻³)	4,03 ± 1,15	1,27 ± 0,30	12,658	0,0001
K ⁺ (mg.dm ⁻³)	80,37 ± 42,58	21,80 ± 6,72	7,442	0,0001
Ca ²⁺ (cmolc.cm ⁻³)	0,18 ± 0,11	0,10 ± 0,02	3,691	0,0009
Mg ²⁺ (cmolc.cm ⁻³)	0,12 ± 0,06	0,10 ± 0,00	2,041	>0,050
Al ³⁺ (cmolc.cm ⁻³)	8,96 ± 0,34	2,03 ± 0,19	12,046	0,0001
H ²⁺ Al ³⁺ (cmolc.cm ⁻³)	14,6 ± 2,08	8,96 ± 1,54	10,997	0,0001
CTC (t) (cmolc.cm ⁻³)	2,54 ± 0,41	1,45 ± 0,21	13,008	0,0001
CTC (T) (cmolc.cm ⁻³)	14,67 ± 2,12	9,23 ± 1,55	11,347	0,0001
SB (cmolc.cm ⁻³)	0,51 ± 0,23	0,26 ± 0,04	5,545	0,0001
Mat. orgânica (dag.kg ⁻¹)	5,78 ± 0,84	3,18 ± 0,72	12,883	0,0001
P rem. (MG. L ⁻¹)	10,18 ± 1,92	4,30 ± 3,30	8,433	0,0001
V - saturação por bases (%)	3,47*	2,91*	-	-
m - saturação por Al (%)	80,33*	81,47*	-	-
Granulométricas				
Areia (dag.kg ⁻¹)	57,50 *	50,83*	-	-
Silte (dag.kg ⁻¹)	18,60 *	15,86 *	-	-
Argila (dag.kg ⁻¹)	23,90 *	33,30 *	-	-
Topográfica				
Posição na encosta	-	-	-	-
Desnível (m)	35,2 ± 22,1	22,3 ± 15,8	2,609	0,0151
Cota (m)	1319,9 ± 2,0	1191,0 ± 5,9	26,009	0,0001
Presença de <i>P. aquilinum</i>				
Altura (m)	2,9 ± 0,9	1,5 ± 0,4	8,100	0,0001
Cobertura (%)	89,0*	59,3*	-	-

*: não foi realizado calculo de desvio padrão, apenas média.

Os valores encontrados para o teor de matéria orgânica do solo (MO) para a Área 20A apresentou valores considerados bons, porém para a Área 6A essa mesma variável apresentou valores que podem ser considerados médios. A variável teor de fósforo (P) também apresentou valores diferentes entre as duas áreas, porém, os teores foram considerados muito baixos de acordo com os padrões adotadas por CFSEMG (1999). Essas características locais podem

favorecer o desenvolvimento do *Pteridium aquilinum* nas duas áreas, visto que estes têm preferência por solos pobres, ácidos, com baixos níveis de cálcio e fósforo (HOPKINS, 1990).

Ghani (1996), citado por Menezes (2007), diz que o clima é o condicionador da fertilidade dos solos altimontanos, pois, mesmo um material de origem rico em bases, produziria solos pobres. Um estudo da Embrapa (2003), na região montanhosa da serra da Mantiqueira relatou que as baixas temperaturas, aliadas à pobreza química desses solos e a elevada pluviosidade, promovem acúmulo de matéria orgânica, componente de fundamental importância para a geração de cargas e ciclagem de nutrientes e deste modo contribuem para a sustentabilidade dos ecossistemas da mata atlântica. Esse fato pode explicar a ocorrência dos maiores teores de matéria orgânica na Área 20A, uma vez que esta se localiza em maiores altitudes, conseqüentemente com temperaturas mais baixas que a Área 6A, podendo levar à maior retenção de carbono no solo.

Outro fator que pode explicar esse maior teor de matéria orgânica na Área 20A refere-se ao tempo de permanência do *Pteridium* no local. Em 20 anos, vários foram os ciclos de secagem e recolonização da área, fato comprovado pela grande camada de serapilheira depositada no local. Possivelmente, esse material, através do processo de decomposição e acúmulo pode aumentar os valores de matéria orgânica no solo encontrada para essa área (CAMPOS et al., 1995). Além disso, a forte presença do *Pteridium*, na Área 20A, pode estar influenciando também a fertilidade do solo desse local, já que Gomes e Curi (2006) mencionam que a biomassa da cobertura de samambaia conseguiu reduzir significativamente o Ph dentro de um espaço de tempo relativamente curto; e os teores de Al da solução do solo foram significativamente mais altos nos sítios com samambaia para a maioria das amostras.

Apesar da área com seis anos de regeneração possuir menores teores de matéria orgânica e maior acidez, tornando-a um pouco mais pobre que a Área 20A, a presença do *Pteridium* nesse local foi menos expressiva. Essa situação pode ter duas explicações: menor tempo de isolamento desta área e/ou o tipo de manejo dado anteriormente, já que nesse local não houve plantio de pastagens exóticas. Tais fatores podem estar favorecendo o banco e sementes presentes na área com seis anos de regeneração, e apesar deste estudo não ter abordado esse tema, possivelmente encontram-se em melhores condições que a área com vinte anos de regeneração. Para a implantação de pastagens, como na Área 20A, onde havia capim gordura, faz-se necessário uma série de mudanças nas condições ambientais da área, como a remoção total da cobertura vegetal, queimadas, aragens de solo, introdução de gramíneas exóticas (HORN, 1980; PARROTTA; KNOWLES; WUNDERLE JÚNIOR, 1997; VILLANI; AUTOMARE, 2004), exaustão do banco de sementes (GÓMEZ-POMPA; VÁZQUES-YANES, 1981), além de profundas mudanças físicas e químicas do solo (GUGGENBERGER; ZECH, 1999). Nessas áreas a duração e intensidade de uso da pastagem exercem forte influência em seu desenvolvimento (ASQUITH, 2002), fatores que podem ter facilitado a presença do *Pteridium* nesse local.

De acordo com as proporções de areia, silte e argila, pode-se considerar que as duas áreas possuem características de solos com textura média. Para a Área 6A, seis (6) das trinta (30) amostras foram classificadas como textura argilosa, sendo que estas parcelas não seguiram nenhuma tendência de localização na área.

Menezes et al. (2009) mencionam que no contexto dos parâmetros pedológicos nessa região de estudo, os cambissolos, aliados às elevadas declividades, apresentam pequena profundidade, baixa infiltração de água no solo, baixa capacidade de armazenamento e água, acentuada tendência ao

encrostamento (impermeabilização superficial) e alta susceptibilidade à erosão hídrica.

Os Cambissolos da microrregião Campos da Mantiqueira apresentaram baixa macroporosidade e, conseqüentemente, baixa permeabilidade (BONO et al., 1996). Os altos teores de silte mais areia fina acarretam o aparecimento de camadas adensadas em profundidade e crostas na superfície, tendo como conseqüência a redução da infiltração (LEMOS; LUTZ, 1957; RESENDE, 1985; RESENDE; CURI; SANTANA, 1988).

Segundo Araújo (2007), os Cambissolos da bacia do Alto Rio Grande, MG são, de maneira geral, rasos e pouco desenvolvidos. Apresentam permeabilidade mediana e são, muitas vezes, cascalhentos, situação encontrada em campo nas duas áreas de estudo e tendem a situarem-se em áreas de relevo movimentado e em terços inferiores da encosta, associados aos Latossolos. Os elevados teores de silte, aliados à pequena espessura do *sólum* (horizontes A + B), a pobreza química em geral acentuada e o fato do relevo ser bastante acidentado tornam esses sistemas instáveis (RESENDE; CURI; SANTANA, 1988).

Em relação ao desnível das áreas, as análises de variância confirmam que a Área 20A possui relevo mais acentuado que a Área 6A, bem como maior altitude, cerca de 130m acima da Área 6A. Essa situação topográfica encontrada para a área com 20 anos de regeneração, pode ter facilitado a dominância do *Pteridium* nesse local ao longo do tempo, já que normalmente a presença dessa espécie em ambientes montanhosos está relacionada com sua capacidade em lidar com os elevados níveis de radiação solar, acumulando compostos fenólicos e taninos, induzindo uma resposta adaptativa química, servindo como proteção contra a radiação excessiva (ALONSO-AMELOT; OLIVEROS; CALCAGNO-PISARELLI, 2004; ALONSO-AMELOT; OLIVEROS; CALCAGNO-PISARELLI, 2007).

3.3 Similaridade e correlações espécies-ambiente

A análise de correspondência canônica (CCA) confirmou haver um gradiente entre as áreas decorrente da heterogeneidade de espécies, atributos de solo e topográficos, além da interferência do *Pteridium* no recrutamento de espécies arbustivo-arbóreas. Os resultados da CCA estão representados no diagrama de ordenação presente na Tabela 04 e Figura 07.

Os autovalores da CCA para os dois primeiros eixos de ordenação foram 0,928 (eixo 01) e 0,376 (eixo 02), com o primeiro eixo explicando 12,70 % (eixo 01), 17,80 % (eixo 02) e 21,70 % (eixo 3) da variância global dos dados (total acumulado: 52,20 %), e indicando a presença de grande ‘ruído’ ou variância remanescente não explicada (Tabela 03). Essa situação indica a existência de gradientes longos, decorrentes das distintas composições de espécies e peculiaridade nos atributos ambientais locais. Quanto ao elevado valor de ruído, esse é comum em pesquisas de vegetação e não prejudica a significância das relações espécie-ambiente (TER BRAAK, 1987; TER BRAAK; PRENTICE, 1988).

Tabela 03 Resumo dos resultados da análise de correspondência canônica (CCA) para as espécies regenerantes para duas áreas em Bocaina de Minas, MG.

Resumo CCA	Total Eixo		
	1	2	3
Autovalores	0,928	0,376	0,287
Variância os dados das espécies (%)	12,70	5,10	3,90
Variância explicada cumulativa (%)	12,70	17,80	21,70
Correlações espécie-ambiente	0,998	0,799	0,887
Significância das correlações pelo teste Monte Carlo.	0,002	0,002	0,002

Verificou-se que para as duas áreas estudadas, as CCA produziram altas correlações espécie-ambiente nos dois primeiros eixos de ordenação: 0,998 (eixo 01) e 0,799 (eixo 02). Além disso, o teste de permutação de Monte Carlo indicou que as abundâncias das espécies e variáveis foram significativamente correlacionadas para os três eixos de ordenação ($P < 0,05$).

Apenas as variáveis teor de magnésio (Mg) e saturação por bases (V) não apresentaram correlações significativas com o primeiro e segundo eixos de ordenação (0,186 e -0,153; 0,138 e -0,198, respectivamente), enquanto todas as demais foram altamente correlacionadas. Desta forma, para facilitar a visualização, foram utilizadas para confecção do gráfico apenas as variáveis que apresentaram correlação acima de 0,5. TER BRAAK (1998) afirma que uma variável é considerada significativa se apresentar correlação superior a 0,3, desta forma, 18 das variáveis utilizadas respondem satisfatoriamente ao presente estudo, ou seja, explicam a diferença entre as duas áreas.

No diagrama da CCA (Figura 05) as áreas são representadas por pontos que correspondem ao ótimo aproximado de distribuição no espaço bidimensional definido pela ordenação. As variáveis ambientais encontram-se representadas por setas, as quais indicam a direção e a proporção das mudanças dessas variáveis no espaço de ordenação (TER BRAAK, 1988).

As variáveis teor de argila e o fósforo remanescente foram as principais responsáveis pelo agrupamento das parcelas da Área 6A, sendo que todas as demais variáveis explicam melhor o agrupamento das parcelas para a Área 20A.

A variável cota foi a que obteve melhor resposta para o Eixo 1, ou seja mais significativo (+0,950), sendo que foi a que mais se aproximou das parcelas da Área 20A. Esse resultado, aliado à situação observada em campo, indica que, possivelmente, em ambientes com maiores altitudes, existe maior facilitação para a dominância do *Pteridium* no sistema (ALONSO-AMELOT; OLIVEROS; CALCAGNO-PISARELLI, 2007). Essa situação vem reforçar a fragilidade

ambiental encontrada nos ambientes de montanha (HAMILTON; MCMILLAN, 2004), bem como indica necessidade de ações mais efetivas de manejo dessa espécie, com vistas à recuperação das áreas.

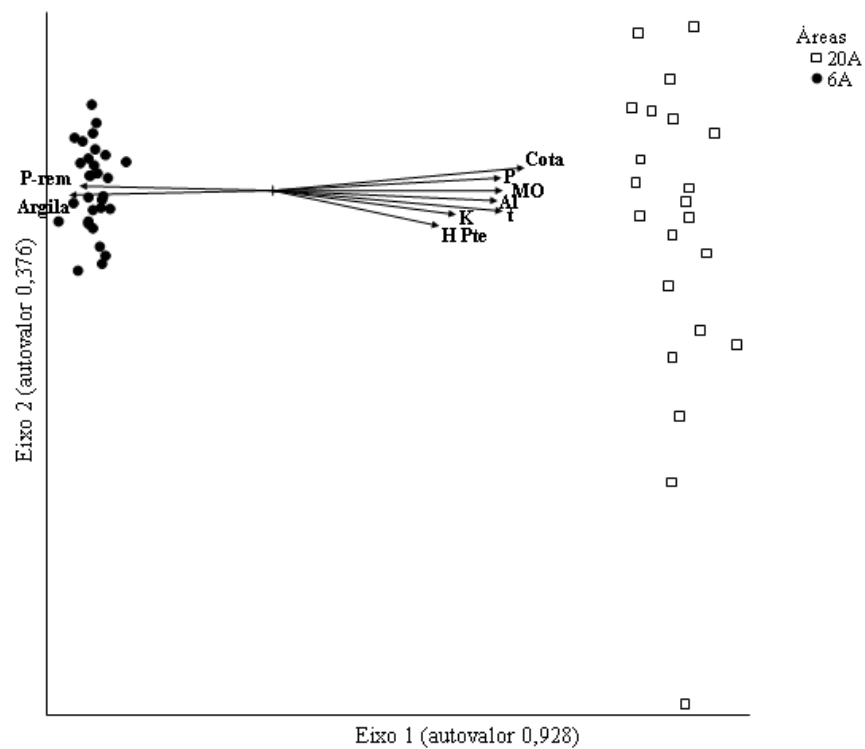


Figura 07 Análise de correspondência canônica: diagrama de ordenação das parcelas baseada na distribuição do número de indivíduos de 53 espécies em 52 parcelas nas áreas estudadas nas cabeceiras do Rio Grande em Bocaina de Minas, MG. Variáveis ambientais com correlação acima de 0,500 (retas).

Devido à ampla heterogeneidade verificada entre as áreas, foi realizada uma CCA específica para os trechos separadamente, utilizando-se na matriz ambiental uma única variável categórica, Classe de cobertura de *Pteridium*

(25%, 50%, 75% e 100%). Porém, para ambas as áreas, o teste de Monte Carlo evidenciou correlações discretas entre a distribuição de espécies e os demais atributos ($p > 0,05$). Esse resultado indicou que, possivelmente, apenas com as variáveis utilizadas não foi possível identificar um padrão em relação à distribuição das espécies entre parcelas em cada uma das áreas. A diferenciação da regeneração natural entre as parcelas de uma mesma área pode estar associada aos atributos não mensurados característicos da relação entre o *Pteridium* e o estrato de regenerantes (por exemplo, diferentes intensidades de efeitos alelopáticos), visto que a proporção da importância de cada fator, isoladamente, é muito difícil de se detectar, pois é praticamente impossível isolar os fatores que atuam nas interações planta e ambiente (LIMA et al., 2003).

A não visualização de gradientes no interior de cada área indica que padrões estocásticos podem preponderar sobre os ambientais, não como um agente causal, mas casual, na distribuição de espécies e na diversidade alfa, baseando-se no fato de a maioria delas serem, de fato, generalistas de habitats (HUBBELL, 2001). Além disso, possivelmente a estrutura da comunidade pode estar sendo afetada ainda pelas interações entre as espécies, em especial em função da dominância do *Pteridium*, sendo que a importância relativa destas diferentes interações podem ser alteradas ao longo do tempo (CARVALHO et al., 2007), visto que as duas áreas estudadas encontram-se em estágio inicial de sucessão ecológica, podendo-se assumir que sua composição e estrutura sofrerão inúmeras modificações, indicando a necessidade de acompanhamento da dinâmica sucessional das duas áreas.

4 CONCLUSÕES

Apenas com as variáveis ambientais utilizadas não foi possível identificar um padrão definido em relação à distribuição das espécies e das parcelas dentro de cada área especificamente. Infere-se que a dominância de *Pteridium* afeta as relações inter-específicas na vegetação e pode desempenhar papel relevante no recrutamento de espécies durante o processo de regeneração florestal, afetando as relações florísticas.

REFERÊNCIAS

ALONSO-AMELOT, M. E.; OLIVEROS, A. B.; CALCAGNO-PISARELLI, M. P. Phenolics and condensed tannins in relation to altitude in neotropical *Pteridium* spp. A field study in the Venezuelan Andes. **Biochemical Systematics and Ecology**, Oxford, v. 32, n. 11, p. 969–981, Nov. 2004.

ALONSO-AMELOT, M. E.; OLIVEROS, A. B.; CALCAGNO-PISARELLI, M. P. Phenolics and condensed tannins of high altitude *Pteridium arachnoideum* in relation to sunlight exposure, elevation, and rain regime. **Biochemical Systematics and Ecology**, Oxford, v. 35, n. 1, p. 1-10, Jan. 2007.

ALVARENGA, A. P.; PEREIRA, I. M.; BOTELHO, S. A. Avaliação do banco de sementes do solo, como subsídio para recomposição de mata ciliar, no entorno de duas nascentes na região de Lavras-MG. **Revista Científica Eletrônica de Agronomia**, Garça, v. 5, n. 9, p. 1-15, jun. 2006.

ALVES, L. F.; METZGER, J. P. A regeneração florestal em área de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 6, n. 2, p. 115-116, May/Aug. 2006.

ARAÚJO, A. R. **Solos da bacia do alto Rio Grande (MG):** base para estudos hidrológicos e aptidão agrícola. 2007. 332 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2007.

ASQUITH, N. M. La dinámica del bosque y la diversidad arbórea. In: GUARIGUATA, M. R.; KATTAN, G. (Ed.). **Ecología y conservación de bosques neotropicales**. México: LUR, 2002. p. 379-403.

AYRES, J. M. et al. **Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil**. Belém: Sociedade Civil Mamirauá, 2005. 256 p.

BARBOSA, A. P. et al. O crescimento de espécies pioneiras e clímax em plantios para recuperação de áreas abandonadas pela agricultura itinerante. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS; SINRAD/SILVICULTURA AMBIENTAL, 4., 2000, Blumenau. **Anais...** Blumenau: Sobrade, 2000. p. 251-261.

BARDDAL, M. L. et al. Fitossociologia do sub-bosque de uma floresta ombrófila mista aluvial, no município de Araucária, PR. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 14, n. 1, p. 35-45, jan. 2004.

BONO, J. A. M. et al. Cobertura vegetal e perdas de solo por erosão em diversos sistemas de melhoramento de pastagens nativas. **Pasturas Tropicales**, v. 18, n. 2, p. 1-8, 1996.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Decreto Federal nº. 91.304, de 13 de junho de 1985. Dispõe sobre a implantação de área de proteção ambiental nos Estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 3 jun. 1985. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/ChicoMendes/DecretosCriacao/UsoSustentavel/APA/Serra_da-Mantiqueira.pdf>. Acesso em: 23 mar. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Lei da Mata Atlântica nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 22 de dezembro de 2006. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato_2004-2006/2006/Lei/L11428.htm>. Acesso em: 23 mar. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Lei Federal nº 9985, de 18 de junho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 19 de julho de 2000. Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br/ccivil/leis/L9985.htm>>. Acesso em: 23 mar. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução Conama nº 392, de 25 de junho de 2007. Dispõe sobre a definição de vegetação primária e secundária de regeneração de Mata Atlântica no Estado de Minas Gerais. **Diário Oficial da União**, Brasília, 9 de agosto de 2007. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=537>>. Acesso em: 23 mar. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução Conama nº 423, de 23 de abril de 2010. Dispõe sobre parâmetros básicos para identificação e análise da vegetação primária e dos estágios sucessionais da vegetação secundária nos Campos de Altitude associados ou abrangidos pela Mata Atlântica. **Diário Oficial da União**, Brasília, 12 de abril de 2010. Disponível em: <<http://www.in.gov.br/imprensa/visualiza/index.jsp?jornal=1&pagina=55&data=13/04/2010>>. Acesso em: 14 abr. 2010.

BRAUN-BLANQUET, J. **Fitosociología**: bases para yo estudio de las comunidades vegetales. Madrid: Blume, 1979. 820 p.

BRISON, M. M. Riverine forests. In: LUGO, A. E.; BRISON, M. M.; BROWN, S. (Ed.). **Ecosystems of the world 15**: forest wetlands. Amsterdam: Elsevier, 1990. p. 128 -145.

CAMPOS, B. C. et al. Estabilidade estrutural de um latossolo vermelho-escuro distrófico após sete anos de rotação de culturas e sistemas de manejo de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 19, n. 1, p. 121-126, jan. 1995.

CAPOBIANCO, J. P. R. (Org.). **Dossiê Mata Atlântica**. Brasília: RMA, 2001. 407 p.

CARVALHO, D. A. et al. Flora arbustivo-arbórea de uma floresta ripária no alto Rio Grande em Bom Sucesso/MG. **Botânica Brasileira**, Porto Alegre, v. 9, n. 2, p. 231-245, maio/ago. 1995.

CARVALHO, D. A. et al. Variações florísticas e estruturais do compartimento arbóreo de uma floresta ombrófila alto-montana às margens do Rio Grande, Bocaina de Minas, MG, Brasil. **Acta Botânica Brasileira**, Porto Alegre, v. 19, n. 1, p. 91-109, jan./mar. 2005.

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

CARVALHO, R. A. et al. Competição, facilitação ou teoria neutra?: um estudo das interações e de sua importância na estrutura de uma comunidade vegetal em regeneração. **Revista de Biologia Neotropical**, Goiânia, v. 4, n. 2, p. 117-123, dez. 2007.

CAVALLINI, M. M. **Agricultura tradicional, composição paisagística e conservação da biodiversidade na região sul mineira: subsídios ao desenvolvimento rural sustentável**. 2001. 205p Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2001.

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. 5. ed. Lavras, 1999. 359 p.

COMPANHIA ENERGÉTICA DE MINAS GERAIS. **Cartas**: Alagoas – 5102213. Belo Horizonte, 1985a.

COMPANHIA ENERGÉTICA DE MINAS GERAIS. **Cartas**: Liberdade – 510313. Belo Horizonte, 1985b.

DECOCQ, G. Determinism, chaos and stochasticity in plant community successions: consequences for phytosociology and conservation ecology. In: GAFTA, D.; AKEROYD, J. (Ed.). **Nature conservation: concepts and practice**. environmental science and engineering. Berlin: Springer Berlin Heidelberg, 2006. p. 254-266.

DURIGAN, G. et al. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, n. 3, p. 371-383, set. 2000.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212 p.

FERNANDES, F. A. B. **Estudo de gradientes vegetacionais em uma floresta semidecídua altimontana no planalto de Poços de Caldas, MG**. 2003. 179 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2003.

FINOL, H. O. Nuévos parámetros a considerarse en el analisis estrutural de las selvas vírgenes tropicales. **Revista Florestal Venezuelana**, Venezuela, v. 14, n. 21, p. 29-42, jan. 1971.

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

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

GLIESSMAN, S. R. Allelopathy in a broad spectrum of environments as illustrated by bracken. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 73, n. 1, p. 95-104, Apr. 1976.

GLIESSMAN, S. R.; MULLER, C. H. The phytotoxic potential of bracken, *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. **Madrono: journal of botany**, Berkeley, v. 21, n. 1, p. 299-304, Jan./Mar. 1972.

GOMES, J. B. V.; CURI, N. **Fase líquida do solo nos estudos ambientais**. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2006. 39 p.

GOMEZ-POMPA, A.; VÁZQUEZ-YANES, C. Sucessional studies of a rain forest in Mexico. In: WEST, D. C.; SHUGAR, H. H.; BOTKIN, D. B. (Ed.). **Forest succession: concepts and applications**. New York: Spriger-Verlag, 1981.p. 246-266.

GOOGLE Earth: versão 5. New York, 2010. Disponível em: <<http://earth.google.com/intl/pt-BR/>>. Acesso em: 30 mar. 2010.

GROMBONE, M. T. et al. Estrutura fitossociológica da floresta semidecídua de altitude do Parque Municipal da Grota Funda, Atibaia-Estado de São Paulo. **Acta Botânica Brasílica**, Porto Alegre, v. 4, n. 1, p. 47-64, jan./mar. 1990.

GROMBONE-GUARATINI, M. T **Dinâmica de uma floresta estacional semidecidual: o banco, a chuva de sementes e o estrato de regeneração.** 1999. 150 p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

GROMBONE-GUARATINI, M. T.; RODRIGUES, R. R. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 18, n. 5, p. 759-774, Sept. 2002.

GUGGENBERG, G.; ZECH, W. Soil organic matter composition under primary forest, pasture and secondary forest succession, Región Huetar Norte, Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 124, n. 1, p. 96-104, Jan. 1999.

HAMILTON, L.; MCMILLAN, L. **Guidelines for planning and managing mountain protected areas.** Cambridge: IUCN, 2004. 83 p.

HERRMANN, G. **Manejo de paisagem em grande escala: estudo de caso no Corredor Ecológico da Mantiqueira, MG.** 2008. 246 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

HOLL, K. D. et al. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, Malden, v. 8, n. 4, p. 339-349, Oct./Dec. 2000.

HOPKINS, N. C. G. Bracken (*Pteridium aquilinum*): its distribution and animal health implications. **British Veterinary Journal**, London, v. 146, n. 4, p. 316-326, Apr. 1990.

HORN, H. S. Some causes of variety in patterns of secondary succession. In: WEST, D. C.; SHUGAR, H. H.; BOTKIN, D. B. (Ed.). **Forest succession: concepts and applications.** New York: Spriger-Verlag, 1980. p. 25-55.

HUBBELL, S. P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography: monographs on population biology.** New Jersey: Princeton University, 2001. v. 2, 382 p.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Área de proteção ambiental da Serra da Mantiqueira**. Itamonte, 2009. Base de dados.

JARDIM, A. C. S. **Uso dos recursos naturais pelos produtores rurais da nascente do Rio Grande**. 2003. 112 p. Dissertação (Mestrado em Gestão Social, Desenvolvimento e Ambiente) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2003.

KAGEYAMA, P. Y.; CASTRO, C. F. A.; CARPANEZZI, A. A. Implantação de matas ciliares: estratégias para auxiliar a sucessão secundária. In: SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR. 1989, Campinas. **Anais...** Campinas: Fundação Cargill, 1989. p. 130-143.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. New York: Harper & Row, 1989. 654 p.

LEMOS, P.; LUTZ, J. F. Soil crusting and some factors affecting it. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 21, n. 5, p. 485-491, Sept. 1957.

LIEBERMAN, D. Demography of tropical tree seedlings: a review. In: SWAINE, M. D. **Ecology of tropical forest tree seedlings**. (Ed.). Parthenon: Unesco, 1996. p. 131-138.

LIMA, J. A. de S. et al. Agrupamento de espécies arbóreas de uma floresta tropical por características de solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 1, p. 109-116, jan. 2003.

MACHADO, E. L. M. et al. Efeitos do substrato, bordas e proximidade espacial na estrutura da comunidade arbórea de um fragmento florestal em Lavras, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 31, n. 2, p. 287-302, abr./jun. 2008.

MANTOVANI, W.; BAIDER, C.; TABARELLI, M. Effects of fragmentations in the Atlantic Rainforest of São Paulo Basin. **Hoehnea**, São Paulo, v. 25, n. 2, p. 169-186, May/Aug. 1998.

MARTINI, A. M. Z. **Estrutura e composição da vegetação e chuva de sementes em sub-bosque, clareiras naturais e área perturbada por fogo em floresta tropical no sul da Bahia.** 2002. 150 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.

MARTINS, R. P.; LEWINSON, T. M.; LAWTON, J. H. "First survey of insects feeding on *Pteridium aquilinum* in Brazil." **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, v. 39, n. 2, p. 151-56, abr./jun. 1995.

MARTINS, S. V. **Aspectos da dinâmica de clareiras em uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP.** 1999. 215 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de Campinas, Campinas, 1999.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD: multivariate analysis of ecological data, version 5.10** MjM software. Oregon: Gleneden Beach, 2006. 126 p.

MEIRA NETO, J. A. A. et al. Composição florística da floresta semidecídua de altitude do Parque Municipal da Grota Funda, Atibaia, Estado de São Paulo. **Acta Botanica Brasílica**, Porto Alegre, v. 3, n. 1, p. 51-74, jan./abr. 1989.

MENEZES, M. D. et al. Dinâmica hidrológica de duas nascentes, associada ao uso do solo, características pedológicas e atributos físico-hídricos na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Lavrinha – Serra da Mantiqueira (MG). **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 37, n. 82, p. 175-184, jun. 2009.

MENEZES, M. D. **Levantamento de solos em sub-bacias hidrográficas como apoio para avaliação do uso da terra e da potencialidade de recarga de aquíferos.** 2007. 107p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2007.

MOREL, J. D. **Efeitos antrópicos e variáveis ambientais na formação de um mosaico vegetacional em floresta estacional semidecidual Montana, em Itumirim, MG.** 2009. 102 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais e Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. The Brazilian Atlantic Forest. **Biotrópica**, Washington, v. 32, n. 4, p. 786-792, Apr. 2000.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: J. Wiley, 1974. 547p.

NAPPO, M. E. et al. Dinâmica da estrutura fitossociológica da regeneração natural em sub-bosque de *Mimosa scabrella* Benth em área minerada, em Poços de Caldas, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 28, n. 6, p. 811-829, nov./dez. 2004.

NEPSTAD, D. C.; UHL, C.; SERRÃO, E. A. S. Recuperation of a degraded amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. **Ambio: a journal of the human environment, research and management**, Stockholm, v. 20, n. 6, p. 248-255, Nov./Dec. 1991.

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

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

OLIVEIRA FILHO, A. T.; FLUMINHAN FILHO, M. Ecologia da vegetação do Parque Florestal Quedas do Rio Bonito. **Cerne**, Lavras, v. 5, n. 1, p. 51-64, 1999.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; MACHADO, J. N. M. Composição florística de uma floresta semidecídua montana, na Serra de São José, Tiradentes Minas Gerais. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 7, n. 1, p. 71-88, jan./mar. 1993.

OLIVEIRA, R. R. Ação antrópica e resultantes sobre a estrutura e composição da Mata Atlântica na Ilha Grande, RJ. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 53, n. 82, p. 33-58, 2002.

PARROTTA, J. A.; KNOWLES, O. H.; WUNDERLE JÚNIOR, J. M. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite

mined site in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, n. 1, p. 21-42, Jan. 1997.

PEREIRA, I. M. **Estudo da vegetação remanescente como subsídio à recomposição de áreas ciliares nas cabeceiras do Rio Grande, Minas Gerais**. 2006. 261 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2006.

PEREIRA, J. A. A. **Efeitos dos impactos ambientais e da heterogeneidade ambiental sobre a diversidade e estrutura da comunidade arbórea de 20 fragmentos de florestas semidecíduas da região do Alto Rio Grande, Minas Gerais**. 2003. 166 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.

PINHEIRO, A. A. L.; RAMALHO, R. S.; VIDAL, M. R. R. Estudo dendrológico com vista regeneração natural de Meliaceae na microregião de Viçosa, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 5, n. 2, p. 72-88, abr./jun. 1999.

PINHEIRO, E. S.; DURIGAN, G. Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade de conservação do Cerrado no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 32, n. 3, p. 441-454, jul./set. 2009.

PINTO, L. V. A. et al. Estudo da vegetação como subsídios para proposta de recuperação de nascentes da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 29, n. 5, p. 775-793, set./out. 2005.

RESENDE, M. N. Aplicações de conhecimento pedológico à conservação de solos. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 11, n. 128, p. 3-18, ago. 1985.

RESENDE, M.; CURI, N.; SANTANA, D. P. **Pedologia e fertilidade do solo: interações e aplicações**. Brasília: MEC, 1988. 81 p.

RIBEIRO, O. K. **Ação coletiva, conselho consultivo e gestão: um estudo na área de proteção ambiental Serra da Mantiqueira**. 2005. 119 p. Dissertação (Mestrado em Administração) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2005.

RICHARDS, P. W. **The tropical rain forest**. Cambridge: Cambridge University, 1952. 450 p.

RODRIGUES, E. **Edge effects on the regeneration of forest fragments in south Brazil**. 1998. 127p. Thesis (PhD) - Harvard University, Cambridge, 1998.

RONDON NETO, R. M. et al. Estrutura e composição florística da comunidade arbustivo-arbórea de uma clareira de origem antrópica, em uma floresta estacional semidecídua Montana, Lavras-MG, Brasil. **Cerne**, Lavras, v. 6, n. 2, p. 79-94, jul./dez. 2000.

SAITO, K. et al. Chemical assay of ptaquiloside, the carcinogen of *Pteridium aquilinum*, and the distribution of related compounds in the Pteridaceae. **Phytochemistry**: chemistry, biochemistry, molecular biology, New York, v. 28, n. 6, p. 1605-1611, June 1989.

SAMPAIO, M. B.; GUARINO, E. S. G. Efeitos do pastoreio de bovinos na estrutura populacional de plantas em fragmentos de floresta ombrófila mista. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 31, n. 6, p. 1035-1046, nov./dez. 2007.

SANTOS, S. L. dos; VÁLIO, I. F. M. Litter accumulation and its effect on seedling recruitment in a Southeast Brazilian Tropical Forest. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 1, p. 89-92, Mar. 2002.

SCOLFORO, J. R. S. **Inventário Florestal**. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2004. 440 p.

SILVA, U. S. R.; SILVA-MATOS, D. M. "The invasion of *Pteridium aquilinum* and the impoverishment of the seed bank in fire prone areas of Brazilian Atlantic Forest". **Biodiversity and Conservation**, London, v. 15, n. 9, p. 3035-3043, Aug. 2006.

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

SILVA-MATOS, D. M.; PIVELLO, V. R. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres: alguns casos brasileiros. **Ciencia e Cultura**, São Paulo, v. 61, n. 1, p. 27-30, jan. 2009.

SMITH, E. P.; BALLE, G. van. Nonparametric estimation of species richness. **Biometrics**, Washington, v. 40, n. 1, p. 119-129, mar. 1984.

SOSMA. **Atlas dos remanescentes florestais da mata atlântica: período 2005-2008: relatório parcial**. São Paulo: Inpe, 2009. 156 p.

SOUZA, L. M. **Análise do potencial da regeneração natural do entorno de nascentes em processo de recuperação**. 2010. 180 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2010.

SOUZA, A. L. et al. Dinâmica da regeneração natural em uma floresta ombrófila densa secundária, após corte de cipós, Reserva Natural da Companhia Vale do Rio Doce S. A. Estado Espírito Santo, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 26, n. 4, p. 411-419, jul./ago. 2002.

STEVENS, M. H. H.; CARSON, W. P. Resource quantity, not resource heterogeneity, maintains plant diversity. **Ecology Letters**, Marseille, v. 5, n. 3, p. 420-426, May 2002.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 59, n. 2, p. 239-250, apr./jun. 1999.

TER BRAAK, C. J. F. The analysis of vegetation environment relationships by canonical correspondence analysis. **Vegetatio**, The Hage, v. 63, n. 3, p. 69-77, May/Jun. 1987.

TER BRAAK, C. J. F.; PRENTICE, I. C. A theory of gradiente analysis. **Advances in Ecological Research**, London, v. 18, n. 2, p. 271-317, 1988.

TONIATO, M.T. Z.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Variations in tree community composition and structure in a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil related to different human disturbance histories. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 198, n. 1/3, p. 319-339, Aug. 2004.

UHL, C.; BUSCHBACKER, R.; SERRÃO, E. A. S. Abandoned pastures in eastern Amazonia I. Patterns of plant succession. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 76, n. 2, p. 663-681, maio/ago. 1988.

VESK, P. A.; WESTOBY, M. Sprouting ability across diverse disturbance and vegetation types worldwilde. **Journal of Ecology**, London, v. 92, n. 2, p. 310-320, Feb. 2004.

VIEIRA, C. M.; PESSOA, S. V. A. Estrutura e composição florística do estrato herbáceo-subarbustivo de um pasto abandonado na Reserva Biológica de Poço das Antas, município de Silva Jardim, RJ. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 52, n. 80, p. 17-30, 2001.

VILLANI, J. P.; AUTOMARE, G. B. B. A. importância da regularização fundiária na recuperação da cobertura florestal do Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Santa Virgínia – São Paulo, SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 4., 2004, Curitiba. **Anais...** Curitiba: Fundação O Boticário de Proteção a Natureza, 2004. p. 288-297.

VOLPATO, M. M. L. **Regeneração natural de uma floresta secundária no domínio da Mata Atlântica**: uma análise fitossociológica. 1994. 123 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 1994.

ZAHAWI, R. A.; AUGSPURGER, C. R. Early plant succession in abandoned pastures in Ecuador. **Biotropica**, Washington, v. 31, n. 4, p. 540- 552, Oct./Dec. 1999.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice-Hall, 1996. 718 p.

ZIMMERMAN, J. K.; PASCARELLA, J. B.; AIDE, T. M. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. **Restoration Ecology**, Malden, v. 8, n. 4, p. 350-360, Oct./Dec. 2000.

CAPÍTULO 3 Análise do potencial da regeneração natural para recuperação de pastagens ocupadas por *Pteridium aquilinum* nas cabeceiras do Alto Rio Grande.

RESUMO

Esse trabalho tem como objetivo avaliar o potencial da regeneração natural para recuperação de duas áreas distintas em pastagens abandonadas, atualmente dominadas por *Pteridium aquilinum*, no Alto Rio Grande. Foram lançadas 30 parcelas de 10m² em cada área, sendo identificados e coletados valores de DAS e altura de todos os indivíduos regenerantes arbustivos e arbóreos entre 0,15m e 3,0m de altura, bem como percentual de cobertura e altura de *Pteridium* nas parcelas. Calculou-se os parâmetros fitossociológicos clássicos e índice de diversidade de Shannon, equabilidade de Pielou, estimadores *Jackknife* de 1^a e 2^a ordem, coeficiente de similaridade florística de Jaccard. Foram preparadas distribuições de densidade de regenerantes por classes de diâmetro e altura para as duas áreas e as espécies foram classificadas em guildas e habitat. As duas áreas estudadas são bastante diferentes entre si quanto à composição e abundância das espécies. A família com maior abundância foi Melastomataceae, sendo que o gênero *Leandra* foi o que apresentou o maior número de indivíduos e *Miconia* o maior número de espécies. A maioria dos indivíduos e espécies encontrados são clímax exigentes de luz com dispersão zoocórica. Infere-se que existe uma dificuldade no estabelecimento e manutenção da regeneração natural nas duas áreas, já que o *Pteridium* cria um ambiente muito competitivo. Desta forma, apesar das espécies contribuírem para recuperação, devem ser realizadas ações de manejo visando ao controle populacional do *Pteridium*, facilitando o processo de regeneração e melhoria da capacidade de resiliência das áreas.

Palavras Chave: Competição. Resiliência. Serra da Mantiqueira. Recuperação Ambiental.

ABSTRACT

This study evaluated the potential of natural regeneration for recovering two different areas in abandoned pastures, currently dominated by *Pteridium aquilinum*, in the headwaters of Upper Rio Grande. A total of 30 plots of 10m² were taken in each area and the values of DAS and height of all shrub regenerating individuals and trees between 0.15 m and 3.0 m in height were identified and collected as well as the percentage of coverage and height of *Pteridium* plots. The classical phytosociological parameters and Shannon's diversity index, Pielous's equability, *Jackknife* estimators of 1st and 2nd order, Jaccard's coefficient of floristic similarity were calculated. Density distributions of regenerants were prepared by height and diameter classes for both areas and species were classified in guilds and habitat. The two studied areas are quite different regarding the composition and abundance of species. The Melastomataceae family was the most abundant, and the genus *Leandra* showed the largest number of individuals and the largest number of *Miconia* species. Most individuals and species found are light demanding climax with zoochoric dispersal. It is inferred that there is a difficulty in the establishment and maintenance of natural regeneration in both areas, since the *Pteridium* creates a very competitive environment. Thus, although species contribute to the recovery, management actions to control populations of *Pteridium* must be carried out, facilitating the regeneration process and improving the resilience of the areas.

Keywords: Competition. Resilience. Serra da Mantiqueira. Environmental restoration

1 INTRODUÇÃO

Devido à atual situação da Mata Atlântica, pesquisas têm priorizado desenvolver tecnologias que visem à restauração desse bioma (KAGEYAMA; GANDARA, 2003). Os processos de restauração objetivam reconstituir um novo ecossistema o mais semelhante possível ao original, de modo a criar condições de biodiversidade renovável, em que as espécies tenham condições de ser autosustentáveis e que a reprodução e diversidade genética em suas populações estejam garantidas (ENGEL; PARROTA, 2003; KAGEYAMA; GANDARA, 2003).

A regeneração natural tem sido um recurso utilizado pelo homem ou pela própria natureza para recuperar áreas degradadas ou perturbadas, tanto em função da ação antrópica quanto em consequências de fenômenos naturais. Este é considerado o procedimento mais econômico para recuperar áreas degradadas e, por exigir menos mão de obra e insumos, pode reduzir significativamente o custo de implantação de uma floresta, em que pese o maior tempo demandado para recuperação (BOTELHO; DAVIDE, 2002).

Vários trabalhos destacaram a importância da regeneração natural nos processos de restauração de áreas degradadas da Mata Atlântica, porque favorece a rápida cobertura do solo e garante a auto-renovação da floresta (BARBOSA et al., 2000). Entretanto, existem fatores que podem interferir e dificultar o desenvolvimento da regeneração natural, já que o estabelecimento de espécies depende da resiliência, da capacidade de regeneração, da frequência e nível de perturbação que o ambiente sofre (KAGEYAMA; CASTRO; CARPANEZZI, 1989). Desta forma, as interferências humanas em áreas alteradas, buscando restabelecer funções biológicas, estéticas ou funcionais, requerem esforços diferenciados, dependentes dos graus de degradação em que se encontram os ecossistemas envolvidos, e da existência de alguma capacidade

de retorno ao seu estado original, ou resiliência (MANTOVANI; BAIDER; TABARELLI, 1998).

Na região do Alto Rio Grande, Minas Gerais, a Mata Atlântica foi reduzida a fragmentos esparsos, com menos de 10 ha (OLIVEIRA FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997), e em diferentes estádios de sucessão secundária (SOUZA et al., 2002). Nessa região, devido ao abandono das atividades pecuárias, houve a regeneração florestal (CAVALLINI, 2001; JARDIM, 2003). Porém, verifica-se também a colonização de *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn., considerada uma espécie cosmopolita e invasora em diversos países neotropicais, e que ocupa os primeiros estádios sucessionais no reestabelecimento da vegetação (TABARELLI; MANTOVANI, 1999), retardando o processo de regeneração florestal (SILVA; SILVA-MATOS, 2006) e comprometendo a conexão entre os fragmentos remanescentes (RONDON NETO et al., 2000; FERNANDES, 2003; PINHEIRO; DURIGAN, 2009).

Estudos em áreas abandonadas permitem observar as teorias sucessionais e, principalmente, identificar quais fatores influenciam os processos de sucessão nas regiões tropicais (ZIMMERMAN et al., 2000). Porém, trabalhos que enfocam aspectos da estrutura e composição do estrato regenerativo no domínio atlântico são escassos (DURIGAN et al. 2000; GROMBONE-GUARATINI, 1999; GROMBONE-GUARATINI; RODRIGUES, 1998; MARTINI, 2002; RODRIGUES, 2002; TONIATO; OLIVEIRA-FILHO, 2004) e há poucas informações sobre a resiliência destas comunidades, fator este limitante para recuperação de áreas degradadas (MANTOVANI; BAIDER; TABARELLI, 1998).

Este estudo teve como principal objetivo avaliar o potencial da regeneração natural para recuperação de duas áreas distintas de pastagens abandonadas, com dominância de *Pteridium aquilinum*, nas cabeceiras do Alto Rio Grande, Bocaina de Minas- MG.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Áreas de estudo

Ver descrição detalhada no item 3.1 do Capítulo 2.

2.2 Avaliação da Regeneração natural

O inventário da regeneração natural do extrato arbustivo e arbóreo foi realizado em uma área amostral total de 600m², dividida em 60 parcelas com dimensões de 2x5m (10m² cada), sendo 30 parcelas em cada área. Essas parcelas foram lançadas ao longo de transectos, no sentido do maior declive e perpendicular ao curso d'água, alocados a uma distância de 10 m entre si.

Essas parcelas foram demarcadas com estacas de madeira de 1,5m de altura e seus vértices unidos com fitilhos de náilon. Foi utilizada bússola para a orientação do caminhamento e do alinhamento das parcelas e trena para medir as distâncias horizontais. Foram coletados dados de altura total (do nível do solo à gema apical) e diâmetro do caule a altura do solo - DAS de todos os indivíduos regenerantes de espécies arbóreas e arbustivas que apresentaram altura entre 0,15m a 3,0m. Para cada indivíduo, foram anotados o nome da espécie, o valor do DAS e da altura. Alguns indivíduos foram identificados no campo, enquanto outros tiveram material botânico dos espécimes coletados para posterior identificação, a qual foi realizada mediante comparações com espécimes existentes no herbário da UFLA e também por meio de consultas à literatura, e a especialistas.

Os descritores usados para caracterizar a comunidade de regenerantes foram os parâmetros de densidade, frequência e dominância (absolutos e relativos) e as relações de similaridade entre as áreas foram obtidas pelo

coeficiente de Jaccard (MUELLER-DOMBOIS; ELLEMBERG, 1974). Calculou-se para cada área o índice de diversidade de Shannon (H'), que foram comparados pelo teste t de Hutchenson, a equabilidade de Pielou (J') (KREBS, 1989) e os estimadores *Jacknife* de 1ª e 2ª ordem (SMITH; BALLE, 1984). Calculou-se também o índice de regeneração natural, utilizando-se a metodologia proposta por Finol (1971) e modificada por Volpato (1994), Scolforo (2004), Alvarenga, Botelho e Pereira (2006) e adaptada à metodologia desse trabalho. Para tanto, todos os indivíduos amostrados nas parcelas foram classificados em três classes de tamanho de regeneração natural: - Classe I: plantas com altura menor que 0,30m; - Classe II: plantas com altura entre 0,31 m e 1,50m; e - Classe III: plantas com altura entre 1,51m e 3,00m.

Foram preparadas distribuições de densidade de regenerantes por classes de diâmetro e altura para as duas áreas. Para compor os diferentes habitats quanto ao perfil de estratégias ecológicas das espécies presentes nas áreas, estas foram classificadas em guildas, de acordo com as estratégias de regeneração, estratificação e dispersão, bem como seu habitat predominante.

Guildas de regeneração são grupos de espécies que se regeneram em ambiente com mesma luminosidade (DENSLOW, 1980). Na classificação das espécies em guildas de regeneração, adotou-se a definição proposta por Swaine e Whitmore (1988), agrupando-as em três grupos: - Pioneiras: aquelas que necessitam de luz direta para germinar e se estabelecer. - Clímax exigentes de luz: aquelas cujas sementes conseguem germinar nas condições de sombra do sub-bosque, embora os imaturos necessitem de luz abundante para crescer e atingir o dossel. - Clímax tolerantes a sombra: aquelas que germinam e conseguem crescer nas condições de sombra do sub-bosque, atingindo a maturidade sob o próprio dossel ou após atingir o dossel da floresta, conforme a espécie.

Para as guildas de estratificação, que são os grupos de espécies que, quando adultas, ocupam o mesmo estrato da vegetação (WILSON, 1989), a classificação foi baseada na altura que cada espécie normalmente alcança na maturidade. Utilizou-se as mesmas categorias e intervalos definidos por Oliveira-Filho, Mello e Scolforo (1997) e utilizada por Pereira (2006) para florestas da região: - Pequenas: espécies com altura inferior a 8m (2,0 a 7,9m). - Médias: espécies que alcançam alturas de 8,0m a 17,5m. - Grandes: espécies que atingem alturas superiores a 17,6m.

Guildas de dispersão são grupos de espécies que utilizam os mesmos agentes dispersores (WHEELWRIGHT, 1985), e as espécies foram classificadas de acordo com Pijl (1982): - Anemocóricas: sementes disseminadas pelo vento. - Zoocóricas: sementes ou propágulos dispersadas por animais. - Autocóricas: dispersam suas sementes pela gravidade ou por deiscência explosiva.

Para a obtenção de informações ecológicas das espécies, em especial quanto ao habitat e guildas, foram utilizadas informações encontradas na literatura acrescidas do conhecimento dos próprios autores. Esses dados foram comparados utilizando-se o teste Qui quadrado (X^2). As populações de *Pteridium aquilinum* foram estimadas em termos de porcentagem de cobertura nas parcelas (0-100%) (BRAUN-BLANQUET, 1979) e sua altura média.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Composição e estrutura da vegetação.

Para as duas áreas conjuntamente, foram amostrados 1.159 indivíduos, distribuídos em 53 espécies, 36 gêneros e 20 famílias. Na Área 20A, vinte anos de regeneração, ocorreram 218 indivíduos distribuídos em 21 espécies e na Área 6A, com seis anos de regeneração, 941 indivíduos distribuídos em 34 espécies diferentes (Tabela 04).

Foi possível identificar uma espécie até o nível de gênero para a Área 20A (*Bellucia sp.*). Já para a Área 6A, não foi possível identificar um indivíduo e outro ficou apenas até o nível de gênero (*Leandra sp.*). Essa situação ocorreu já que não foi encontrado em campo material botânico passível de identificação, porém, esse fato é comum em trabalhos que envolvem a identificação plântulas e indivíduos juvenis, uma vez que as características morfológicas externas de uma planta jovem podem ser diferentes daquelas observadas nos indivíduos adultos (PINHEIRO; RAMALHO; VIDAL, 1999).

Ao todo foram encontradas 20 famílias, sendo que as quatro que apresentaram maior abundância foram: Melastomataceae (762 ind - 65,75%), seguida pela Euphorbiaceae (213 ind - 18,38%), Myrtaceae (65 ind - 5,61%) e Rubiaceae (24 ind - 2,07%).

Tabela 04 Relação das espécies encontradas na regeneração natural das duas áreas estudadas em Bocaina de Minas, MG; com seus respectivos parâmetros estruturais. Onde: N: número total de indivíduos encontrados na área; NU: número de parcelas onde a espécie ocorreu; DA: densidade absoluta; DR: densidade relativa; DoA: dominância absoluta; DoR: dominância relativa; FA: frequência absoluta, FR: frequência relativa; VI: Valor de importância; VC: Valor de cobertura; RN: índice de regeneração natural.

ESPÉCIE - Área 20A	N	NU	DA (n/ha)	DR (%)	DoA (m²/ha)	DoR (%)	FA (%)	FR (%)	VI (%)	VC (%)	RN
<i>Leandra scabra</i> DC.	54	12	1800,00	24,77	0,1767	3,18	54,55	13,79	41,74	27,95	26,05
<i>Bellucia</i> sp	43	9	1433,33	19,72	4,2260	76,03	40,91	10,34	106,10	95,76	21,96
<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin	25	9	833,33	11,47	0,0483	0,87	40,91	10,34	22,68	12,34	10,25
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	22	8	733,33	10,09	0,0272	0,49	36,36	9,20	19,78	10,58	8,74
<i>Clethra scabra</i> Pers.	10	9	333,33	4,59	0,0907	1,63	40,91	10,34	16,56	6,22	5,52
<i>Miconia calvescens</i> Schrank & Mart. ex DC.	9	7	300,00	4,13	0,2354	4,24	31,82	8,05	16,41	8,36	4,64
<i>Miconia mellina</i> DC.	10	6	333,33	4,59	0,2360	4,25	27,27	6,90	15,73	8,83	4,24
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	9	5	300,00	4,13	0,0833	1,50	22,73	5,75	11,37	5,63	3,70
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	7	4	233,33	3,21	0,1331	2,39	18,18	4,60	10,20	5,61	2,92
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	8	1	266,67	3,67	0,0027	0,05	4,55	1,15	4,87	3,72	1,90
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	4	3	133,33	1,83	0,0476	0,86	13,64	3,45	6,14	2,69	1,86
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	3	2	100,00	1,38	0,0079	0,14	9,09	2,30	3,82	1,52	1,28
<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	3	2	100,00	1,38	0,0251	0,45	9,09	2,30	4,13	1,83	1,28

Continua...

TABELA 04, Continua.

ESPÉCIE - Área 20A	N	NU	DA (n/ha)	DR (%)	DoA (m²/ha)	DoR (%)	FA (%)	FR (%)	VI (%)	VC (%)	RN
<i>Tibouchina estrellensis</i> (Raddi) Cogn.	3	2	100,00	1,38	0,0553	1,00	9,09	2,30	4,67	2,37	1,28
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	2	2	66,67	0,92	0,0419	0,75	9,09	2,30	3,97	1,67	1,11
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	1	1	33,33	0,46	0,0009	0,02	4,55	1,15	1,63	0,48	0,55
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	1	1	33,33	0,46	0,0002	0,003	4,55	1,15	1,61	0,46	0,55
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	1	1	33,33	0,46	0,0882	1,59	4,55	1,15	3,20	2,05	0,55
<i>Marlierea laevigata</i> (DC.) Kiaersk.	1	1	33,33	0,46	0,0017	0,03	4,55	1,15	1,64	0,49	0,55
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	1	1	33,33	0,46	0,0285	0,51	4,55	1,15	2,12	0,97	0,55
<i>Wulffia stenoglossa</i> (L.) DC.	1	1	33,33	0,46	0,0013	0,02	4,55	1,15	1,63	0,48	0,55
TOTAL GERAL	218	87	7266,67	100	5,56	100	395,45	100	300	200	100
ESPÉCIE - Área 6A	N	NU	DA (n/ha)	DR (%)	DoA (m²/ha)	DoR (%)	FA (%)	FR (%)	VI (%)	VC (%)	RN
<i>Leandra sp</i>	533	30	17766,67	56,58	0,0018	0,002	100,00	18,29	74,88	56,58	54,19
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	208	11	6933,33	22,08	0,0484	0,04	36,67	6,71	28,83	22,13	13,35
<i>Miconia tristis</i> Spring	40	19	1333,33	4,25	0,0015	0,001	63,33	11,59	15,83	4,25	5,38
<i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	33	13	1100,00	3,50	0,0193	0,02	43,33	7,93	11,45	3,52	3,91
<i>Myrcia hebeptala</i> DC.	28	14	933,33	2,97	0,0220	0,02	46,67	8,54	11,53	2,99	3,89
<i>Tibouchina estrellensis</i> (Raddi) Cogn.	20	13	666,67	2,12	0,0286	0,03	43,33	7,93	10,08	2,15	3,39
<i>Laplacea tomentosa</i> (Mart. & Zucc.) G.Don	14	9	466,67	1,49	0,1435	0,13	30,00	5,49	7,11	1,62	2,35

Continua...

TABELA 04, Continua.

ESPÉCIE - Área 6A	N	NU	DA (n/ha)	DR (%)	DoA (m²/ha)	DoR (%)	FA (%)	FR (%)	VI (%)	VC (%)	RN
<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin	8	8	266,67	0,85	0,0109	0,01	26,67	4,88	5,74	0,86	1,91
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	5	5	166,67	0,53	0,0017	0,002	16,67	3,05	3,58	0,53	1,20
<i>Miconia corallina</i> Spring	6	4	200,00	0,64	0,1152	0,11	13,33	2,44	3,18	0,74	1,03
<i>Dictyoloma vandellianum</i> A.Juss.	4	4	133,33	0,42	105,6256	97,64	13,33	2,44	100,51	98,07	0,96
<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	5	3	166,67	0,53	0,0028	0,003	10,00	1,83	2,36	0,53	0,79
<i>Miconia urophylla</i> DC.	4	3	133,33	0,42	0,0056	0,01	10,00	1,83	2,26	0,43	0,75
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	4	3	133,33	0,42	0,0314	0,03	10,00	1,83	2,28	0,45	0,75
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	4	2	133,33	0,42	0,0013	0,001	6,67	1,22	1,65	0,43	0,55
<i>Symplocos affinis</i>	3	2	100,00	0,32	0,0031	0,003	6,67	1,22	1,54	0,32	0,51
<i>Miconia paulensis</i> Naudin	2	2	66,67	0,21	0,6900	0,64	6,67	1,22	2,07	0,85	0,48
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	2	2	66,67	0,21	0,1952	0,18	6,67	1,22	1,61	0,39	0,48
<i>Daphnopsis brasiliensis</i> Mart. & Zucc.	2	2	66,67	0,21	0,0067	0,01	6,67	1,22	1,44	0,22	0,48
<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	1	1	66,67	0,21	0,0080	0,01	3,33	0,61	0,83	0,22	0,27
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	2	1	66,67	0,21	0,0044	0,004	3,33	0,61	0,83	0,22	0,27
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	1	1	33,33	0,11	0,2287	0,21	3,33	0,61	0,93	0,32	0,24

Continua...

TABELA 04, Conclusão.

ESPÉCIE - Área 6A	N	NU	DA (n/ha)	DR (%)	DoA (m²/ha)	DoR (%)	FA (%)	FR (%)	VI (%)	VC (%)	RN
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	1	1	33,33	0,11	0,8473	0,78	3,33	0,61	1,50	0,89	0,24
<i>Cytrus limonium</i>	1	1	33,33	0,11	0,0376	0,03	3,33	0,61	0,75	0,14	0,24
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	1	1	33,33	0,11	0,0127	0,01	3,33	0,61	0,73	0,12	0,24
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	1	1	33,33	0,11	0,0060	0,01	3,33	0,61	0,72	0,11	0,24
<i>Myrcia obovata</i> (O.Berg) Nied.	1	1	33,33	0,11	0,0004	0,0004	3,33	0,61	0,72	0,11	0,24
Asteraceae sp.1	1	1	33,33	0,11	0,0013	0,001	3,33	0,61	0,72	0,11	0,24
<i>Nectandra nitidula</i> Nees	1	1	33,33	0,11	0,0007	0,001	3,33	0,61	0,72	0,11	0,24
<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	1	1	33,33	0,11	0,0398	0,04	3,33	0,61	0,75	0,14	0,24
<i>Solanum cinnamomeum</i> Sendtn.	1	1	33,33	0,11	0,0059	0,01	3,33	0,61	0,72	0,11	0,24
<i>Symplocos celastrinea</i> Mart. ex Miq.	1	1	33,33	0,11	0,0044	0,004	3,33	0,61	0,72	0,11	0,24
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	1	1	33,33	0,11	0,0115	0,01	3,33	0,61	0,73	0,12	0,24
<i>Xylosma prockia</i> (Turcz.) Turcz.	1	1	33,33	0,11	0,0115	0,01	3,33	0,61	0,73	0,12	0,24
Total Geral	941	164	31400	100	108,17	100	546,67	100	300	200	100

Algumas famílias podem ser características de um ambiente em particular ou de certa condição geográfica (PENEIREIRO, 1999). Determinadas famílias indicam um determinado ambiente, ou representam um estágio sucessional ou ainda, fornecem algumas informações geográficas sobre a área onde estão localizadas (DEL MORAL; DENTON, 1977). No presente caso, foram observadas 13 espécies diferentes junto a Melastomatacea, sendo que *Leandra sp* foi a que apresentou maior abundância (533 ind - 45,99%). As cinco espécies dessa família que mais ocorreram (*Leandra sp*, *Leandra scabra*, *Bellucia sp*, *Miconia tristis*, *Miconia latecrenata* e *Tibouchina estrellensis*) totalizam 62,64% da abundância total da amostragem. Diversos estudos realizados na região que compreende o Alto Rio Grande, em Minas Gerais, têm demonstrado a importante contribuição dessa família para a composição florística e recomposição dessas áreas, o que corrobora com o presente estudo (BAIDER; TABARELLI; MANTOVANI, 1999; CARVALHO et al., 2005; OLIVEIRA-FILHO et al., 2004; PEREIRA, 2003; PEREIRA, 2006; SOUZA, 2010; PINTO et al., 2005; RONDON NETO et al., 2000).

A presença de famílias como Melastomataceae e Myrtaceae, entre outras, são características de florestas montanas, assim como a presença de alguns gêneros tais como *Leandra*, *Croton* e *Miconia* as quais foram encontradas neste estudo (FRANÇA; STEHMANN, 2004; OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2000; SOARES, 2005; TABARELLI; MANTOVANI, 1999; WEBSTER, 1995).

Leandra foi o gênero com maior número de indivíduos, porém observaram apenas duas espécies distintas, *Leandra scabra* (54 ind - 4,66%) e *Leandra sp* (533 ind - 45,98%). Maraschim-Silva, Sherer e Batista (2009) observou o mesmo predomínio em estudo do componente herbáceo-subarbustivo em capoeira de 20 anos na Mata Atlântica do Sul do Brasil..

As demais espécies mais abundantes foram *Croton floribundus* (208 ind - 17, 95%), seguidos pela *Marlierea racemosa* (33 ind - 2,85%) e *Myrcia*

hebeptala (28 ind - 2,42%). Para as duas áreas, 21 espécies foram amostradas uma única vez.

O gênero *Croton* apresenta a segunda maior abundância e aparece com uma única espécie *Croton floribundus* (208 ind – 17,94%), sendo a que mais ocorreu na Área com 6 anos de regeneração. Pereira (2006) avaliando o estabelecimento de mata ciliar em área degradada e perturbada na mesma região de estudo, menciona que o *Croton floribundus* esteve entre as dez espécies que apresentaram o maior crescimento em altura e diâmetro nos primeiros 65 meses avaliados. É importante colocar que, segundo este mesmo autor, esta espécie possui um crescimento inicial rápido, porém, posteriormente, diminui muito o ritmo de crescimento, com sinais de senescência e com queda dos galhos mais altos, resultando em incrementos negativos, o que pode dificultar o estabelecimento nas duas áreas estudadas. De acordo com Lorenzi (1992), *Croton floribundus* é uma espécie pioneira, que ocorre principalmente em bordas ou em áreas de florestas onde houve interferência humana, sendo que sua dispersão é maior em regiões de altitude. Porém, um aspecto interessante é o fato de que o *Croton floribundus* consta na lista das 30 espécies mais utilizadas nos projetos de restauração do estado de São Paulo (BARBOSA, 2003).

O gênero *Miconia* foi o que apresentou o maior número de espécies, ao todo foram nove (*M. urophylla*, *M. tristis*, *M. sellowiana*, *M. paulensis*, *M. mellina*, *M. ligustroides*, *M. latecrenata*, *M. calvescens* e *M. corallina*), ocupando o terceiro lugar em termos de maior abundância nas áreas estudadas.

Alguns gêneros encontrados no estrato regenerativo das áreas estudadas, tais como *Miconia*, *Leandra*, *Symplocos*, *Myrsine*, *Ilex*, *Solanum* também foram citados para o sub-bosque e para estrato superior de outras florestas montanas (CARVALHO et al., 1995; CARVALHO et al., 2000; FONTES, 1997; FRANÇA; STEHMANN, 2004 GROMBONE-GUARATINI et al., 1990; MEIRA NETO et al., 1989; OLIVEIRA FILHO; MACHADO, 1993). Fatores

como a frequência de geadas, a saturação, acidez e baixa fertilidade do solo também contribuem para determinar as características estruturais dessas florestas (BRUIJNZELL; VENEKLAAS, 1998).

As espécies *Myrsine umbellata*, *Clethra scabra* e *Miconia sellowiana* ocorreram em menores proporções que outras espécies, especificamente para a Área 20A do presente estudo, (10, 9 e 4 indivíduos respectivamente), porém podem ser consideradas espécies com características importantes para auxiliar a recomposição dessas áreas, acelerando o processo de sucessão secundária. Diversos trabalhos retratam a importância dessas espécies, já que possuem alto número de indivíduos, área basal ou altura expressiva. (COSTA, 2010; FRANÇA; STEHMANN, 2004; GUEDES-BRUNI et al., 2006; NAPPO et al., 2004; SOARES, 2005).

Comparando as espécies encontradas nas duas áreas estudadas com o trabalho realizado por Pereira (2006), nesta mesma região, foi possível notar que 22 das 53 espécies foram comuns às encontradas na área definida como encosta por este autor, totalizando 41,5 %. De uma forma geral, 45% do total das espécies encontradas também foram listadas no estudo referido.

Em relação à análise das áreas separadamente, tem-se que na Área com vinte anos de regeneração, Área 20A, as maiores abundâncias foram encontradas junto as famílias de Melastomataceae (148 ind.- 67,89%), Rubiaceae (23 ind. – 10,55%) e Clethraceae (10 ind. – 4,58%). Em termos de espécies as mais abundantes foram: *Leandra scabra* (54 ind – 24,77%), *Belucia sp.* (43 indi – 19,72%), *Miconia latecrenata* (25 ind – 11,46%) e *Psychotria vellosiana* (22 ind – 10,09%), *Clethra scabra* e *Miconia mellina* (ambas com 10 ind – 4,58%). Ocorreram apenas uma única vez seis (6) espécies do total amostrado nesta área.

Para a Área 20A, as espécies mais abundantes contabilizaram 14,81% da amostra total, com destaque para *Leandra scabra* (54 ind - 4,65%), *Bellucia sp.* (43 ind - 3,71%); *Miconia latecrenata* (25 ind - 2,84%), *Psychotria vellosiana*

(22 ind - 1,89%), *Miconia melina* e *Clethra scabra* (ambas com 10 ind - 0,86%). Carvalho et al. (2007), analisando a vegetação arbórea da Mata do Rio Bonito, RJ, indicam que, entre outras, a *Psychotria vellosiana*, são espécies típicas de sub bosque, porém, se destacam pelo elevado número de indivíduos presentes na área estudada mesmo com valores baixos de DAP médio, sendo uma espécie típica de áreas perturbadas, porém é rara sua ascensão ao dossel.

Foram observados oito indivíduos de *Eremanthus erythropappus* na Área 20A, sendo que todos concentravam-se numa única parcela (P19). A presença de candeial margeando a porção superior do terreno e muito próximo da área de estudo, especificamente na Área 20A, indicava que poderiam ser encontradas mais regenerantes desta espécie no local. Essa suposição se justificaria já que no processo de sucessão ecológica, *E. erythropappus* é considerada uma espécie pioneira, sendo precursora na invasão dos campos, colonizando solos pobres, arenosos e até mesmo pedregosos (ARAÚJO, 1944; MOURA, 2005; RIZZINI, 1981). As árvores dessa espécie crescem em campos e pastagens abertas, com manchas de vegetação baixa, cobrindo rapidamente o terreno, devido à fácil dispersão de suas sementes e à alta adaptabilidade aos solos pobres, formando povoamentos mais ou menos puros (CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS - CETEC, 1994), conhecidos como candeiais. De acordo com Pérez (2001) uma das características mais importantes dessa espécie é que ela se desenvolve em sítios com solos pouco férteis, rasos e predominantemente em áreas com altitudes entre 900 a 1.800m.

Para a Área com 6 anos de regeneração natural, Área 6A, novamente foi encontrada maior abundância para a família Melastomataceae (614 ind.- 65,25%) seguida por Euphorbiaceae (210 ind. – 22,31%) e Myrtaceae (63 ind.- 6,69%). Em relação as espécies mais abundantes, tem-se *Leandra sp* (533 ind – 56,64%), *Croton floribundus* (208 ind.- 22,10%), *Miconia tristis* (40 ind. – 4,25%) e *Marlierea racemosa* (33 indi.- 3,5%) e *Myrcia hebetata* (28 ind.-

2,97%). Do total de espécies amostradas, 14 delas ocorreram com apenas um único indivíduo.

As cinco espécies mais abundantes nesta área representaram um total de 78, 86% do número total dos indivíduos registrados, destacando-se em primeiro lugar, *Leandra* sp. (533 ind - 45,95%), *Croton floribundus* (208 ind - 17,93%), *Miconia tristis* (40 ind - 3,45%), *Marlierea racemosa* (33 ind - 2,84%), *Myrcia hebeptala* (28 ind - 2,41%) e *Laplacea tomentosa* (14 ind - 1,21%). A espécie *Leandra* sp. foi encontrada de forma bem distribuída em todas as parcelas dessa área, porém não houve registro algum desta espécie na Área 20A.

Quando se comparam as espécies em relação aos parâmetros de Valor de Importância (VI) e Índice de Regeneração Natural (RN), os quais expressam a importância de cada espécie na regeneração natural, para a Área 20A *Leandra scabra* apresenta um índice de regeneração natural de 26,05%, sendo que a *Bellucia* sp é a espécie que possui maior importância, com 106,10%. Esta diferença pode ser explicada pelo fato de que tais índices são compostos por parâmetros diferentes. Desse modo, o Valor de Importância é o somatório dos valores relativos de densidade, dominância e frequência, assim sendo inclui o valor de dominância calculado com base na área basal onde a espécie *Belúcia* sp apresentou valores superiores ao de *Leandra scabra*, mesmo esta última apresentando-se bem melhor distribuída para toda a área com 20 anos de regeneração.

Para a Área com 6 anos de regeneração a espécie que apresentou maiores índices de valor de importância e de cobertura foi *Dictyoloma vandellianum* (100, 51 e 98,07%, respectivamente). Isso aconteceu porque apesar de menos freqüente, essa foi a espécie que apresentou maior área basal, e consequentemente aumentou o valor de importância e cobertura. Porém, quando se compara essa espécie com as demais em termos de valor de importância simplificado, sua posição cai consideravelmente, em função de sua baixa

frequência e densidade no local. Em relação ao índice de regeneração natural, *Leandra* sp ocupa lugar de destaque entre as espécies presentes na Área 6A, com 54,19 %, seguida por *Croton floribundus*, que apresentou 13.35% de índice de regeneração natural.

Esses dados indicam que as duas áreas estudadas são bastante diferentes entre si quanto à composição e abundância das espécies, situação corroborada pelo valor encontrado para o coeficiente de similaridade florística de Jaccard, que apresenta-se muito baixo, 3,7%, sendo que apenas duas espécies foram comuns entre as áreas estudadas, *Miconia latecrenata* e *Tibouchina estrellensis*.

A diferença existente entre as duas áreas estudadas podem estar associadas ao tipo de perturbação a que foram submetidas no passado, já que tais ações podem influenciar a regeneração natural. (HOLL et al., 2000; MOREL, 2009; PEREIRA, 2006; SILVA-JÚNIOR, 2004; TABARELLI; MANTOVANI, 1999). A baixa riqueza e densidade de uma determinada área, mesmo após algum tempo de abandono, indica que as condições ambientais locais determinam quais espécies conseguirão se estabelecer e que os aspectos do solo e seu histórico de uso alteram a regeneração natural e devem ser amplamente considerados nas áreas a serem restauradas (CHEUNG, 2006). Para Maluf (1999) plantas que germinam mais rapidamente são as que têm maior chance de se estabelecer e deixar descendentes, vencendo sob condições de competição outras que germinam mais tardiamente.

As distribuições das proporções dos indivíduos regenerantes de espécies arbustivas e arbóreas, em classes de diâmetro e altura, encontram-se comparadas graficamente entre as duas áreas de estudo na Figura 08. De uma maneira geral, os indivíduos regenerantes de ambas as áreas possuem diâmetros pequenos, concentrando-se na classe de 0,10 a 1,0cm, e altura intermediária, com maior ocorrência na classe de 0,31 a 1,5m.

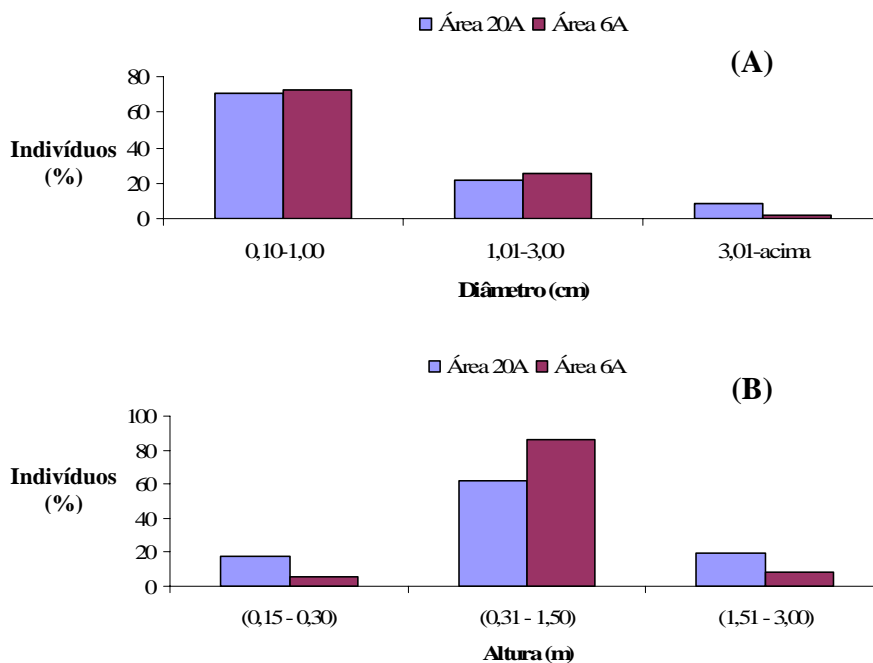


Figura 08 Distribuição das proporções dos indivíduos regenerantes, em porcentagem, distribuídos em classes de diâmetro (A) e altura (B) nas duas áreas estudadas em Bocaina de Minas, MG.

A distribuição diamétrica nas áreas apresenta-se semelhante. Nota-se a concentração maior de indivíduos em diâmetros menores, entre 0,1 a 1,0cm e poucos indivíduos presentes com diâmetro maior que 3,01cm. Em relação a classes de altura, de uma forma geral, também apresentam distribuição parecida nas duas áreas, sendo que a maioria dos indivíduos concentram-se na classe intermediária, entre 0,31 a 1,50 cm. Resultados parecidos foram encontrados por Maraschim-Silva, Sherer e Batista (2009), que mencionaram que espécies heliófilas, como o *Pteridium aquilinum*, foram responsáveis pelo aumento na frequência de alturas superiores a 100 cm; e esta espécie estava presente entre as

espécies com maior valor de importância nas duas áreas de capoeiras estudadas (5 anos e 20 anos).

Apesar de menos abundantes, as espécies *Miconia mellina*, *Miconia tristis*, *Myrsine umbellata* e *Handroanthus ochraceus* foram as que apresentaram melhor distribuição de seus indivíduos, em especial quanto a sua presença na classe de tamanho III. Essa situação pode indicar que tais espécies possuem melhor desempenho em campo, quando submetidas a ambientes competitivos, em relação as demais.

Nas áreas de estudo, é possível notar que os valores tanto de altura média quanto do percentual de cobertura de *P. aquilinun* foram superiores para a Área 20A, vinte anos de regeneração, quando comparadas com a Área 6A (Figura 09). Essa situação torna o ambiente da Área 20A mais competitivo, dificultando a manutenção e sobrevivência das espécies ali encontradas (SILVA; SILVA-MATOS, 2006).

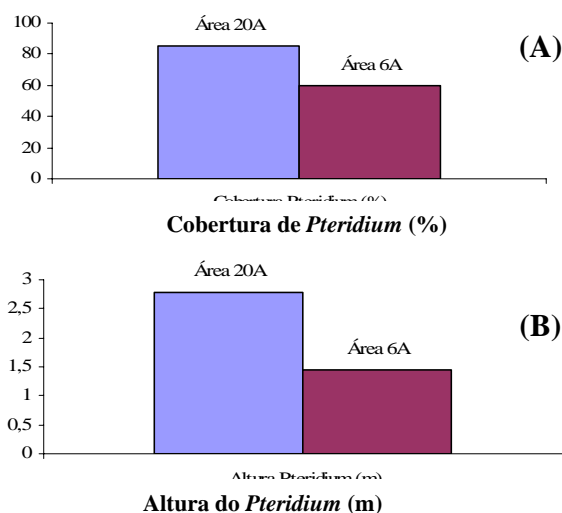


Figura 09 Porcentagem de cobertura (A) e altura média do *Pteridium* (B), presentes nas duas áreas estudadas em Bocaina de Minas, MG.

A situação observada para a Área 20A possivelmente seja a responsável por não terem sido encontrados indivíduos regenerantes em oito (8) das trinta (30) parcelas lançadas em campo nesse local. Nessas oito parcelas a cobertura de *Pteridium* era de 100% e a camada de serrapilheira acumulada encontrava-se bastante evidente (Figura 10).



Figura 10 Presença de grande quantidade de serrapilheira presente na Área 20A, em Bocaina de Minas – MG.

A serrapilheira afeta a germinação das sementes e o estabelecimento das plântulas diretamente, pela barreira física que dificulta o desenvolvimento, pelo sombreamento, redução da amplitude térmica, por efeitos bioquímicos e alelopáticos; e indiretamente pelo aumento da predação de sementes e/ou plântulas, principalmente por artrópodes e pela redução da competição interespecífica de plântulas arbóreas com herbáceas adjacentes (CANSI, 2007;

FACELLI, 1994; SCARIOT, 2000). Assim sendo, a relação entre serrapilheira e a germinação das sementes é altamente específica, variando de condições extremamente negativas até situações indiretamente positivas que favorecem a germinação e o recrutamento (SANTOS; VÁLIO, 2002).

Esperava-se que na área com 20 anos de regeneração, fosse encontrada maior abundância de espécies e indivíduos e que estes estivessem concentrados nas maiores classes de altura e diâmetro, dado o maior tempo de regeneração do local, porém isso não ocorreu. Essa situação indica uma tendência que, com o passar do tempo, e conseqüente aumento do predomínio do *Pteridium* nessas áreas, a dificuldade de desenvolvimento e manutenção da regeneração natural também aumentará, sugerindo a necessidade de ações efetivas de manejo desta espécie.

Essa tendência também pode ser notada para a Área 6A, que apesar do menor tempo de regeneração e de apresentar maior número de espécies e indivíduos, estas também se concentram nas classes intermediárias de altura e diâmetro, e não estão conseguindo passar para as classes subseqüentes. Possivelmente essas espécies necessitam de condições especiais, como alta luminosidade, para o seu estabelecimento e crescimento (RAYOL; SILVA; ALVINO, 2006). Sugere-se ainda que a dificuldade de estabelecimento nas duas áreas, possivelmente, possa estar relacionada ao impedimento físico, ambiente competitivo e potencial alelopático que possui o *Pteridium aquilinum*, o qual é capaz de dominar e retardar a regeneração natural após abandono de áreas cultivadas cujo solo já foi esgotado (GLIESSMAN; MUELLER, 1978; KLEIN, 1980).

Para a área com seis anos de regeneração, observou-se em campo grande quantidade de regenerantes oriundos de rebrota, em especial as espécies com maiores densidades (*Leandra* sp. e *Croton floribundus*). Nesta mesma área observou-se ainda a ocorrência de ilhas de vegetação bem adensadas (moitas)

compostas por diferentes espécies, porém, com alturas superiores a 3,0m (não contabilizadas, já que não se enquadravam na metodologia proposta). Essas duas situações podem estar favorecendo o estrato regenerativo arbustivo e arbóreo nesse ambiente, o qual apresentou valores superiores de área basal, densidade, frequência e riqueza de regenerantes.

Neste local há maior facilidade para o estabelecimento de elementos florestais, visto que as moitas podem facilitar a dispersão e a chuva de sementes, (VIEIRA; PESSOA, 2001), e a rebrota é comum na regeneração de áreas perturbadas, apresentando grande importância em locais onde as condições para colonização por sementes são limitadas (VESK; WESTOBY, 2004). Tais estratégias podem ser importantes para a regeneração e, apesar de não terem sido contabilizados em campo, podem explicar a maior presença de espécies de regenerantes na Área 6A, sugerindo a necessidade de trabalhos futuros que considerem tais características para avaliação mais detalhada.

Essas situações podem estar influenciando diretamente a trajetória sucessional das áreas estudadas, já que refletem o resultado da ação de fatores bióticos e abióticos que atuam sobre as populações (CONDIT et al., 1998), em especial quanto à disponibilidade de luz, competição por nutrientes e água do solo, os quais interferem no estabelecimento e crescimento de plântulas de indivíduos lenhosos (VIEIRA; PESSOA, 2001). Além disso, a baixa disponibilidade de propágulos e a predação de sementes e plântulas de espécies arbóreas, bem como a competição de raízes entre estas e a vegetação de pastagens abandonadas, são barreiras ecológicas que dificultam o estabelecimento da regeneração natural (NEPSTAD; UHL; SERRÃO, 1991).

3.2 Riqueza e diversidade

A diversidade das espécies avaliadas pelo índice de Shannon ficou entre 2,36 para a Área 20A e 1,54 para a Área 6A. Já para a amostra total o índice foi de 2,16. De acordo com o teste T de Hutchenson os valores de H' apresentam diferenças significativas entre as duas áreas ($T_{cal} = 9,63 > T_{tab} 0,001 = 3,32$). A equabilidade de Pielou foi de 0,54 para as duas áreas conjuntamente, sendo que encontrou-se o valor de 0,77 para a Área 20A e 0,44 para a área com seis anos de regeneração. Os valores encontrados para o estimador *Jackknife* 1ª e 2ª ordem (48,5 e 58,00, respectivamente) mostram que há um maior acúmulo de espécies na Área 6A em função de sua área, haja vista seu valor mais elevado. As duas comunidades, representadas pelos 218 e 941 indivíduos entre 0,15m a 3,0m, nas áreas 01 e 02, apresentaram uma densidade de 7.266,67 e 31.400 ind.ha⁻¹, respectivamente. Já os valores de área basal para as duas áreas estudadas foram de 0,16 e 3,24 m².ha⁻¹, retratando a diferença existente entre estas (Tabela 05).

Tabela 05 Valores dos parâmetros estruturais (área basal e densidade) e diversidade (índice de diversidade de Shannon, equabilidade de Pielou e *Jackknife* de 1ª e 2ª ordem) para as duas áreas estudadas, em Bocaina de Minas, MG.

Riqueza e diversidade de espécies	Área 20A	Área 6A
Número de indivíduos regenerantes por hectare	7.266,67	31.400
Número de regenerantes médio por parcela	10,38	27,67
Área Basal Total (m ² .ha ⁻¹)	0,17	3,25
Número total de indivíduos	218	941
Número total de espécies	21	34
Índice de diversidade de Shanon (H')	2,36	1,54
Equabilidade de Pielou (J')	0,77	0,44
Estimador <i>Jackknife</i> , 1ª ordem	27,70	48,50
Estimador <i>Jackknife</i> , 2ª ordem	30,60	58,00

O índice de diversidade de Shannon para a Área 20A foi maior, indicando que a possibilidade de se coletar dois indivíduos aleatoriamente em

uma comunidade e estes pertencerem a espécies distintas é maior para esse local (CULLEN JÚNIOR; RUDHAN, 2004).

Os valores mais baixos de equabilidade obtidos para a Área 6A indicam que há maior concentração de abundância em menor número de espécies, o que caracteriza a existência de dominância ecológica mais pronunciada, como é comum em florestas tropicais (RICHARDS, 1952). Nesse caso especificamente, destacaram para a Área 6A, as espécies: *Leandra* sp., *Croton floribundus*, *Miconia tristis* e *Marlierea racemosa*.

A diferença entre os índices de diversidade e equabilidade para as duas áreas em Bocaina de Minas sugerem influência do ambiente. Os maiores valores de diversidade e equabilidade encontrados para a Área 20A podem indicar uma maior heterogeneidade ambiental espacial. Pereira (2003), estudando fragmentos em diferentes estágios de sucessão nesta mesma região, menciona que essa heterogeneidade espacial pode confirmar a tendência de acréscimo no número e espécies ao longo do processo de sucessão secundária, que é comum em florestas tropicais.

As duas áreas também se diferenciam quanto à sua fisionomia. A densidade foi inferior na Área 20A (7.266,66 indivíduos/har, contra 31.366,66 indivíduos/ha, na Área 6A). Isto reflete na dominância total de ambas, expressa pela área basal: 0,16 m²/ha, na Área 20A contra 3,24 m²/ha, na Área 6A. O fato de na Área 20A o *Pteridium* ser mais evidente, sugere que a barreira física e a competição imposta por este venha dificultando a manutenção dos indivíduos regenerantes.

Os gráficos da Figura 11 apresentam as curvas de acumulação de espécies observada (Sobs Mao Tau) e máxima riqueza específica esperada (Sice Mao Tau). A curva Sobs equivale a curva do coletor, com intervalo de confiança de 95%. Já a curva Sice apresenta a acumulação da máxima riqueza de espécies esperada, também com intervalo de confiança de 95%. Utilizou-se o número

médio de indivíduos inventariados, e não a seqüência de parcelas amostradas, já que as áreas estudadas possuem condições estruturais visivelmente diferentes.

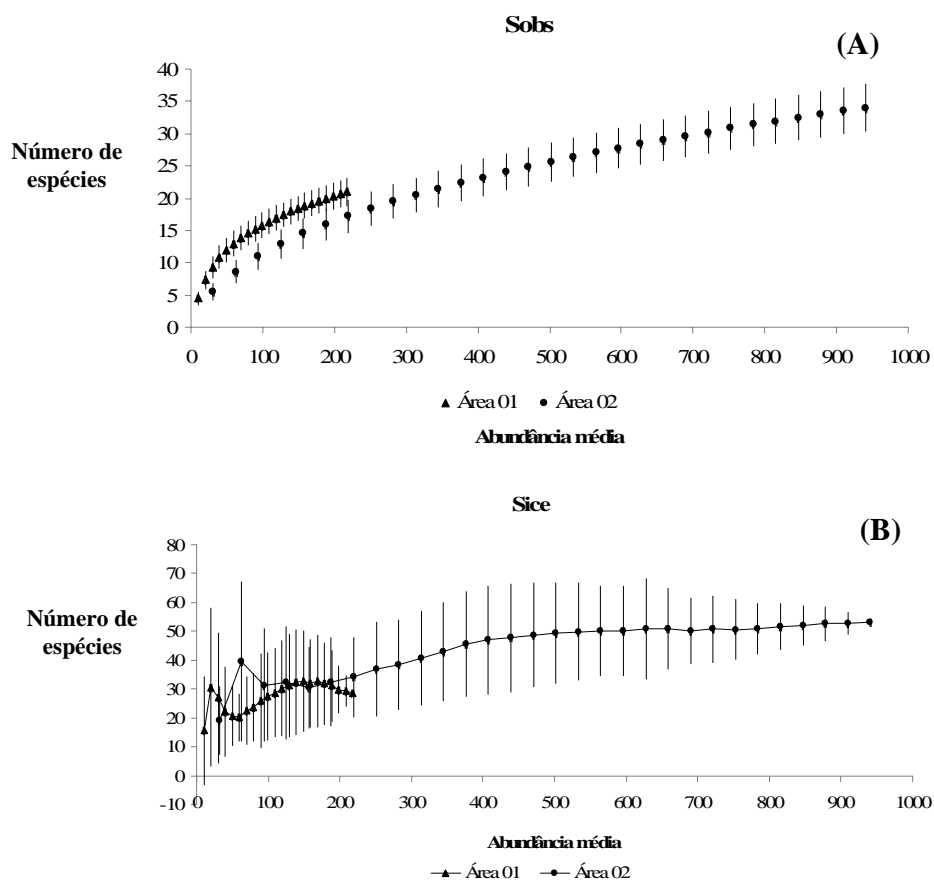


Figura 11 Curvas, com intervalo de confiança de 95%, do número médio de indivíduos amostrados para as duas áreas estudadas em Bocaina de Minas, MG. Onde A: corresponde a riqueza observada (Sobs Mao Tau) e em B: estimativa da provável máxima riqueza específica esperada (Sice Mao Tau).

Pode-se inferir que a pressão exercida pela maior presença do *Pteridium* na Área 20A vem influenciando diretamente a riqueza observada para essa área. A curva de riqueza específica observada (Sobs), Figura 4A, indica que a presença das espécies nas parcelas da Área 6A foi bem mais expressiva, tanto em termos de abundância média quanto em termos de número de espécies. Em relação à curva Sice, Figura 4B, a máxima riqueza específica esperada também é mais evidente para a Área 6A, o que vem corroborar com os resultados encontrados na primeira curva. Isso possivelmente vem ocorrendo já que a menor pressão exercida pelo *Pteridium* nesta área, com cobertura e altura inferiores, torna o ambiente menos competitivo facilitando a colonização das espécies regenerantes. Esses dados são corroborados pelos valores obtidos pelos parâmetros estruturais (área basal e densidade) e diversidade (índice de diversidade de Shannon, equabilidade de Pielou e *Jackknife* de 1ª e 2ª ordem) para as duas áreas de estudo.

As duas curvas construídas não evidenciaram ponto de assíntota. Desta forma, não se pode falar em estabilização, ou que o esforço amostral tenha sido representativo. Isso possivelmente se deva ao fato de que as duas áreas encontram-se em estágios iniciais de regeneração e, portanto, em processo dinâmico de troca e/ou substituição contínua de espécies.

3.3 Classificação ecológica das espécies

A Tabela 06 apresenta a listagem das espécies presentes na regeneração do estrato arbustivo e arbóreo das duas áreas estudadas em Bocaina de Minas, MG.

Tabela 06 Lista das espécies e indivíduos presentes na regeneração natural nas duas áreas estudadas em Bocaina de Minas, MG, dispostas em ordem alfabética de famílias e classificadas em hábito e guildas de regeneração, estratificação e dispersão; onde: AR: arbóreo; AB: arbusto; Reg.: guilda de regeneração (P: pioneira; CL: clímax exigente de luz e CS: clímax tolerante a sombra); Estr.: guilda de estratificação (Peq.: pequena; Méd.: média e Grd: Grande); Disp: guilda de dispersão (Ane: anemocórica; Zoo: zoocórica e Aut: autocórica) e NC: não classificada.

Nome Científico	FAMÍLIA		ÁREAS		TOTAL	GUILDAS			HÁBITO
	20A	6A	20A+6A	Reg.	Estr.	Disp.			
Aquifoliaceae									
<i>Ilex brevicuspis</i>	-	1	1	CS	Grd	Zoo	AR		
Sub-Total	-	1	1						
Asteraceae									
<i>Eremanthus erythropappus</i>	8	-	8	P	Peq	Ane	AR		
<i>Gochnatia polymorpha</i>	-	1	1	P	Méd	Ane	AR		
Asteraceae sp 1	-	1	1	-	-	-	-		
<i>Piptocarpha axillaris</i>	-	2	2	P	Méd	Ane	AR		
<i>Vernonanthura divaricata</i>	-	1	1	P	Grd	Ane	AR		
<i>Wulffia stenoglossa</i>	1	-	1	P	Peq	Ane	AB		
Sub-Total	9	5	14						
Bignoniaceae									
<i>Handroanthus ochraceus</i>	7	-	7	CL	Grd	Ane	AR		
<i>Jacaranda macrantha</i>	2	-	2	CL	Grd	Ane	AR		
<i>Jacaranda puberula</i>	-	4	4	CL	Grd	Ane	AR		
Sub-Total	9	4	13						
Clethraceae									
<i>Clethra scabra</i>	10	-	10	CL	Méd	Ane	AR		
Sub-Total	10	-	10						
Euphorbiaceae									
<i>Alchornea glandulosa</i>	3	-	3	P	Grd	Zoo	AR		
<i>Croton floribundus</i>	-	208	208	P	Grd	Aut	AR		
<i>Sapium glandulosum</i>	-	2	2	CL	Grd	Zoo	AR		
Sub-Total	3	210	213						

Continua...

TABELA 06, Continuação.

FAMÍLIA <i>Nome Científico</i>	ÁREAS		TOTAL 20A+6A	GUILDAS			HÁBITO
	20A	6A		Reg.	Estr.	Disp.	
Fabaceae Caesalpiniaaceae							
<i>Apuleia leiocarpa</i>	-	1	1	CL	Grd	Aut	AR
Sub-Total	1	1					
Fabaceae Faboideae							
<i>Dalbergia frutescens</i>	-	5	5	CL	Grd	Ane	AR
Sub-Total	-	5	5				
Fabaceae Mimosoideae							
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	-	4	4	P	Grd	Aut	AR
Sub-Total	-	4	4				
Lauraceae							
<i>Nectandra nitidula</i>	-	1	1	CS	Grd	Zoo	AR
Sub-Total	-	1	1				
Melastomataceae							
<i>Bellucia sp</i>	43	-	43	-	-	-	-
<i>Leandra scabra</i>	54	-	54	CS	Méd	Zoo	AB
<i>Leandra sp</i>	-	533	533	-	-	-	-
<i>Miconia calvescens</i>	9	-	9	P	Méd	Ane	AB
<i>Miconia corallina</i>	-	6	6	P	Peq	Zoo	AB
<i>Miconia latecrenata</i>	25	8	33	CL	Méd	Zoo	AB
<i>Miconia ligustroides</i>	-	1	1	P	Méd	Zoo	AR
<i>Miconia mellina</i>	10	-	10	P	Peq	Zoo	AB
<i>Miconia paulensis</i>	-	2	2	P	Méd	Zoo	AB
<i>Miconia sellowiana</i>	4	-	4	CL	Méd	Zoo	AR
<i>Miconia tristis</i>	-	40	40	CL	Méd	Zoo	AR
<i>Miconia urophylla</i>	-	4	4	CL	Méd	Zoo	AR
<i>Tibouchina estrellensis</i>	3	20	23	CL	Méd	Ane	AR
Sub-Total	148	614	762				
Meliaceae							
<i>Cedrela fissilis</i>	1	-	1	CL	Grd	Ane	AR
Sub-Total	-	-	1				

Continua...

TABELA 06, Continuação.

FAMÍLIA <i>Nome Científico</i>	ÁREAS		TOTAL 20A+6A	GUILDAS			HÁBITO
	20A	6A		Reg.	Estr.	Disp.	
Myrsinaceae							
<i>Myrsine umbellata</i>	9	-	9	CL	Méd	Zoo	AR
Sub-Total	-	-	9				
Myrtaceae							
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	-	1	1	CL	Grd	Zoo	AR
<i>Marlierea laevigata</i>	1	-	1	CS	Grd	Zoo	AR
<i>Marlierea racemosa</i>	-	33	33	CL	Méd	Zoo	AR
<i>Myrcia hebeptala</i>	-	28	28	CS	Méd	Zoo	AR
<i>Myrcia obovata</i>	-	1	1	CL	Méd	Zoo	AR
<i>Myrcia splendens</i>	1	-	1	CL	Méd	Zoo	AR
Sub-Total	2	63	65				
Rubiaceae							
<i>Amaioua guianensis</i>	1	-	1	CS	Méd	Zoo	AR
<i>Psychotria suterella</i>	-	1	1	CS	Peq	Zoo	AR
<i>Psychotria vellosiana</i>	22	-	22	CL	Peq	Zoo	AB
Sub-Total	23	1	24				
Rutaceae							
<i>Cytrus limonium</i>	-	1	1	-	-	-	-
<i>Dictyoloma vandellianum</i>	-	4	4	P	Grd	Ane	AR
Sub-Total	-	5	5				
Salicaceae							
<i>Casearia decandra</i>	1	-	1	CS	Méd	Zoo	AR
<i>Xylosma prockia</i>	-	1	1	CL	Méd	Zoo	AR
Sub-Total	1	1	2				
Solanaceae							
<i>Solanum cinnamomeum</i>	-	1	1	CL	Méd	Zoo	AB
<i>Solanum swartzianum</i>	-	5	5	CL	Méd	Zoo	AR
Sub-Total	-	6	6				

Continua...

TABELA 06, Conclusão.

FAMÍLIA <i>Nome Científico</i>	ÁREAS		TOTAL 20A+6A	GUILDAS			HÁBITO
	20A	6A		Reg.	Estr.	Disp.	
Symplocaceae							
<i>Symplocos affinis</i>	-	3	3	CS	Grd	Zoo	AR
<i>Symplocos celastrinea</i>	-	1	1	CS	Grd	Zoo	AR
Sub-Total	-	4	4				
Theaceae							
<i>Laplacea tomentosa</i>	-	14	14	CL	Grd	Zoo	AR
Sub-Total	-	14	14				
Thymelaeaceae							
<i>Daphnopsis brasiliensis</i>	-	2	2	CS	Grd	Zoo	AR
<i>Daphnopsis fasciculata</i>	3	-	3	CL	Méd	Zoo	AR
Sub-Total	3	2	5				
TOTAL GERAL:	218	941	1159				

Analisando o número de espécies distribuídas nas guildas, as que obtiveram maior frequência para a Área 20A foram às clímax exigentes de luz, com 52,38% do número de indivíduos; de porte médio, com 52,38%; e com dispersão zoocórica, com 57,14%. Na Área 6A, as mais frequentes foram as clímax exigentes de luz (44,12%), com porte grande (44,12%) e de dispersão zoocórica (61,76%). Percebe-se que a distribuição dos indivíduos regenerantes seguiu em sua maioria a mesma tendência em termos de colonização das áreas, independente do seu tempo de regeneração (20 e 6 anos, respectivamente). Exceção ocorreu apenas em relação à guilda de estratificação onde houve diferença, sendo que na Área 6A as espécies que possuem porte grande apresentaram maior frequência em relação às demais, sendo a principal diferença existente entre as duas áreas em termos de espécies. Em relação ao hábito das espécies encontradas, a grande maioria foi classificada como arbórea, sendo para a Área 20A – 66,67% e para Área 6A – 82,35% (Tabela 07).

Tabela 07 Número e porcentagem de espécies nas guildas de regeneração, estratificação e dispersão, bem como seu hábito, encontradas nas duas áreas em Bocaina de Minas, MG. Onde: CL: Clímax exigente de luz, CS: Clímax tolerante a sombra, P: Pioneira, Grd: Grande, Med: Médio, Peq: Pequeno, Ane: Anemocórica, Zoo: Zoocórica, Aut: Autocórica, AR: Arbóreo, AB: Arbusto e NC: Não Classificada.

Áreas	Regeneração			Estratificação			Dispersão			Hábito		
	Guildas	Esp.	%	Guildas	Esp.	%	Guildas	Esp.	%	Esp.	%	
20A	Pio	5	23,81	Peq	4	19,05	Ane	8	38,10	AR	14	66,67
	CL	11	52,38	Med	11	52,38	Zoo	12	57,14	AB	6	28,57
	CS	4	19,05	Grd	5	23,81	Aut	0	0,00	NC	1	4,76
	NC	1	4,76	NC	1	4,76	NC	1	4,76			
	21	100,00		21	100,00		21	100,00		21	100,00	
6A	Pio	9	26,47	Peq	2	5,88	Ane	7	20,59	AR	28	82,35
	CL	15	44,12	Med	14	41,18	Zoo	21	61,76	AB	4	11,76
	CS	7	20,59	Grd	15	44,12	Aut	3	8,82	NC	2	5,88
	NC	3	8,82	NC	3	8,82	NC	3	8,82			
	34	100,00		34	100,00		34	100,00		34	100,00	
20A + 6A	Pio	14	26,42	Peq	6	11,32	Ane	14	26,42	AR	41	77,36
	CL	25	47,17	Med	24	45,28	Zoo	33	62,26	AB	9	16,98
	CS	11	20,75	Grd	20	37,74	Aut	3	5,66	NC	3	5,66
	NC	3	5,66	NC	3	5,66	NC	3	5,66			
	53	100		53	100		53	100		53	100	

Esta tendência em relação à distribuição das guildas de presentes no extrato regenerativo de áreas alteradas também foi verificada por Pinto et al. (2005); Alvarenga, Botelho e Pereira (2006); Pereira (2006) e Souza (2010). A zoocoria é o modo de dispersão mais freqüente encontrado nas florestas tropicais e estima-se que de 60 a 90% das espécies arbóreas apresentam esse tipo de adaptação para transporte de propágulos (MORELLATO; HADDAD, 2000; PEREIRA, 2006; REIS, 1995; REIS; NAKAZONO; MATOS, 1996).

As proporções de espécies anemocóricas encontradas no presente estudo (38,1% e 20,59%) estão próximas dos valores encontrados por Morellato e Leitão-Filho (1992) para florestas estacionais semidecíduas (20 a 28%). Porém,

são superiores aos valores encontrados por Pereira (2006) para as espécies arbóreas encontradas na mesma região de estudo (17% a 19,5%).

Foram encontradas nove espécies (16,98%) classificadas como arbustivas para ambas áreas. A maioria das espécies zoocóricas e anemocóricas registradas nas duas áreas estudadas possuem hábito arbóreo, ou seja, pertencerão ao estrato superior da floresta quando adultas. Essa situação encontrada contrasta com resultados de outros trabalhos desenvolvidos na região de mata Atlântica (CARMO; MORELLATO, 2000; MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1992; PEREIRA, 2006). Considerando que esse local está em estágio inicial de regeneração natural, esperava-se encontrar um número superior de espécies desse porte. Possivelmente isso pode estar ocorrendo devido à forte presença do *Pteridium* nesses ambientes, alterando a capacidade de manutenção das sementes dessas espécies no local, bem como sua capacidade de adaptação ao longo do tempo em função da diferença de manejo dado a essas duas áreas no passado.

De acordo com o teste de Qui-quadrado, a distribuição de frequências dos indivíduos amostrados é independente entre as duas áreas (Tabela 08). Exceção ocorreu apenas para as espécies consideradas arbustivas nas duas áreas ($X^2=0,0289$ e $P<0,05$), indicando que as duas áreas comportam-se de maneira diferenciada, corroborando com os valores obtidos para os parâmetros estruturais (área basal e densidade) e diversidade (índice de diversidade de Shannon, equabilidade de Pielou e *Jackknife* de 1ª e 2ª ordem), bem como pela curva do coletor, calculados para as duas áreas de estudo.

A proporção dos indivíduos de espécies exigentes de luz e tolerantes a sombra; pequenas e médias; e anemocóricas e zoocóricas foram bem maiores que as frequências esperadas para a Área 20A. Já para a Área 6A, os indivíduos de espécies classificadas como pioneiras, grandes e autocóricas apresentaram frequência maior que a esperada, de acordo com o teste Qui-quadrado. Isso

possivelmente ocorreu devido ao grande número de indivíduos do gênero *Leandra* que não pode ser identificada até nível de espécie e contribuiu com 533 indivíduos para a amostra total, a qual entrou para a categoria de não classificada (NC).

Tabela 08 Tabela de contingência com a frequência esperada e observada de indivíduos regenerantes amostrados para as duas áreas estudadas em Bocaina de Minas, MG, em guildas de regeneração, estratificação e dispersão. Onde: CL: Clímax exigente de luz, CS: Clímax tolerante a sombra, P: Pioneira, Grd: Grande, Med: Médio, Peq: Pequeno, Ane: Anemocórica, Zoo: Zoocórica, Aut: Autocórica e NC: Não Classificada.

Regeneração												
Frequência Observada						X2=	P<	Frequência Esperada				
Área	Luz	Pio	Som	NC	Total			Luz	Pio	Som	NC	Total
20A	87	31	57	43	218	131,58	0,000	42,70	48,90	17,68	108,72	218
6A	140	229	37	535	941	30,48	0,000	184,30	211,10	76,32	469,28	941
Total	227	260	94	578	1159			227	260	94	578	1159
X2=	55,35	7,63	104,98	48,19								
P<	0,000	0,000	0,000	0,000								

Estratificação												
Frequência Observada						X2=	P<	Frequência Esperada				
Área	Peq	Med	Grd	NC	Total			Peq	Med	Grd	NC	Total
20A	41	120	14	43	218	163,44	0,000	9,03	50,22	50,03	108,72	218
6A	7	147	252	535	941	37,86	0,000	38,97	216,78	215,97	469,28	941
Total	48	267	266	578	1159			48	267	266	578	1159
X2=	135,12	117,71	31,08	48,19								
P<	0,000	0,000	0,000	0,000								

Dispersão												
Frequência Observada						X2=	P<	Frequência Esperada				
Área	Ane	Aut	Zoo	NC	Total			Ane	Aut	Zoo	NC	Total
20A	41	0	134	43	218	194,25	0,000	14,67	40,06	54,55	108,72	218
6A	37	213	156	535	941	45,001	0,000	63,33	172,94	235,45	469,28	941
Total	78	213	290	578	1159			78	213	290	578	1159
X2=	56,01	48,12	140,75	48,19								
P<	0,000	0,000	0,000	0,000								

Hábito												
Frequência Observada						X2=	P<	Frequência Esperada				
Área	AB	AR	NC	Total	AB			AB	NC	Total		
20A	121	54	43	218	138,38	0,000	123,201	13,3546	81,4443	218		
6A	534	17	390	941	32,057	0,000	531,799	57,6454	351,556	941		
Total	655	71	433	1159			655	71	433	1159		
X2=	0,0289	148,639	21,77344									
P<	0,8258	0,000	0,000									

As espécies autocóricas, bem menos numerosas, foram mais freqüentes que o esperado apenas na Área 6A. Isso pode ser explicado devido à concentração da espécie *Croton floribundus* nesta área, que contribui com 208 indivíduos.

O teste Qui-quadrado realizado para avaliar a distribuição em relação às espécies presentes nas duas áreas, indica que não existe diferença significativa entre as guildas bem como o hábito. Ou seja, os dados não são independentes, em especial quanto aos valores observados e esperados, todos os valores encontrados para P foram superiores as 0,05% (Tabela 09).

A relação entre as guildas de regeneração, de dispersão e de estratificação pode ser resultado de mecanismos ecológicos, que durante a regeneração, implicam em mudanças direcionais na composição das plantas (NUNES, 2003; TABARELLI; MANTOVANI, 1999). Os históricos dos impactos sofridos nas duas áreas podem estar influenciando os resultados obtidos tanto em relação às variáveis da estrutura da comunidade quanto em relação à composição de guildas. Esperava-se que, em função do estágio inicial de sucessão das áreas, a classificação das espécies se apresentasse de maneira diferenciada, em especial por possuírem tempos diferentes de regeneração (20 e 6 anos).

Pode-se inferir que a forte presença do *Pteridium* pode estar influenciando a forma com que os propágulos chegem até o local, já que a maior parte das espécies encontradas possui dispersão zoocórica. Possivelmente o banco de sementes dessas áreas encontra-se bastante comprometido ou não estão conseguindo condições satisfatórias para seu estabelecimento no local.

Esperava-se ainda que fossem encontradas mais espécies pioneiras, porém as espécies clímax exigentes de luz foram as que sobressaíram nas duas áreas. Isso pode ter ocorrido uma vez que fragmentos cuja matriz original era composta por pastos com presença de animais, ficam submetidos a prejuízos nos

processos sucessionais e de regeneração devido à quebra de plântulas, pisoteio e pastoreio da regeneração natural (SAMPAIO; GUARINO, 2007). Além disso, a presença de bovinos provoca a compactação do solo e favorece a disseminação de sementes de espécies invasoras que comprometem a regeneração natural, tornando-se um grande impedimento ao processo de recuperação dessas áreas (SILVA; BARROS FILHO, 1999; SOUZA, 2010).

A área com 20 anos de regeneração apresentou resultado diferente do esperado, indicando que o processo de sucessão nessa área pode estar sendo fortemente influenciado por características locais, situação também encontrada por Cheug (2006). A resiliência dessa área pode estar sendo influenciada pela duração e o tipo de uso dado ao solo anteriormente (MANTOVANI et al., 1998). É possível que as condições do solo sejam fatores limitantes (compactação e disponibilidade de nutrientes) à regeneração de várias espécies, ao mesmo tempo em que favorece o estabelecimento de espécies mais persistentes (PINARD et al., 2000), no caso o *Pteridium*. Além disso, o efeito alelopático do *Pteridium* é capaz de interferir na germinação e no crescimento de certas espécies vegetais, favorecendo sua capacidade de dominar o ambiente (GLIESSMAN, 1976; GLIESSMAN; MULLER, 1972; SAITO et al., 1989; SILVA-MATO; PIVELLO, 2009). Aide et al (1995) verificaram que a regeneração em algumas áreas abandonadas de pastagem é mais lenta do que aquelas que ocorrem após outros impactos antrópicos. Nessas áreas existem várias barreiras que interferem na regeneração, como competição com espécies herbáceas, no caso a forte presença do *Pteridium*, limitação da dispersão e deterioração do solo (HOLL, 2002; ZIMMERMAN et al., 2000). Holl (1999) observou que dentre estes fatores, a falta de dispersores é o principal limitante da recuperação das áreas de pastagem.

Tabela 09 Tabela de contingência com a frequência esperada e observada de espécies regenerantes amostrados para as duas áreas estudadas em Bocaina de Minas, MG, em guildas de regeneração, estratificação e dispersão. Onde: CL: Clímax exigente de luz, CS: Clímax tolerante a sombra, P: Pioneira, Grd: Grande, Med: Médio, Peq: Pequeno, Ane: Anemocórica, Zoo: Zoocórica, Aut: Autocórica e NC: Não Classificada.

Regeneração												
Frequencia Observada						X2=	P<	Frequencia Esperada				
Área	Luz	Pio	Som	NC	Total			Luz	Pio	Som	NC	Total
20A	11	5	4	1	21	235,800	0,954	9,93	5,35	4,20	1,53	21
6A	15	9	7	3	34	389,391	0,977	16,07	8,65	6,80	2,47	34
Total	26	14	11	4	55			26	14	11	4	55
X2=	0,05	0,01	0,03	0,00								
P<	0,665	0,849	0,901	0,587								

Estratificação												
Frequencia Observada						X2=	P<	Frequencia Esperada				
Área	Peq	Med	Grd	NC	Total			Peq	Med	Grd	NC	Total
20A	4	11	5	1	21	237,021	0,459	2,29	9,55	7,64	1,53	21
6A	2	14	15	3	34	390,145	0,660	3,71	15,45	12,36	2,47	34
Total	6	25	20	4	55			6	25	20	4	55
X2=	1,03	0,15	0,97	0,00								
P<	0,151	0,549	0,225	0,587								

Dispersão												
Frequencia Observada						X2=	P<	Frequencia Esperada				
Área	Ane	Aut	Zoo	NC	Total			Ane	Aut	Zoo	NC	Total
20A	8	0	12	1	21	236,409	0,521	5,73	1,15	12,60	1,53	21
6A	7	3	21	3	34	389,767	0,707	9,27	1,85	20,40	2,47	34
Total	15	3	33	4	55			15	3	33	4	55
X2=	0,89	0,59	0,00	0,00								
P<	0,227	0,173	0,830	0,587								

Hábito												
Frequencia Observada					X2=	P<	Frequencia Esperada					
Área	AB	AR	NC	Total			AB	AR	NC	Total		
20A	6	14	1	21	327,684	0,467	3,82	16,04	1,15	21		
6A	4	28	2	34	540,393	0,625	6,18	25,96	1,85	34		
Total	10	42	3	55			10	42	3	55		
X2=	1,20	0,24	0,18									
P<	0,156	0,518	0,863									

Apesar da regeneração de uma floresta normalmente caminhar em direção à maior complexidade de formas, sendo influenciada diretamente pelo tempo decorrente desde a perturbação e pelo tipo de distúrbio (KAGEYAMA; CASTRO; CARPANEZZI, 1989; RONDON NETO et al. 2000), essa tendência

não foi observada para as áreas estudadas. Este estudo indica que nas áreas dominadas pelo *Pteridium*, existe uma dificuldade de estabelecimento da regeneração natural de espécies arbustivas e arbóreas, já que o *Pteridium* compõe uma camada muito densa que, por diversos fatores, dificulta a estratificação florestal. Nesse sentido, possivelmente, a sucessão nessas áreas, em especial por se tratar de regiões tropicais, possa ser um processo imprevisível e fortemente influenciado pelas condições ambientais de cada área (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2002), e que apenas o isolamento destas não é suficiente para sua recuperação.

3.4 Manejo das áreas

Grande parte das espécies encontradas no presente estudo foram comuns a outros trabalhos realizados, tendo como foco avaliar a vegetação bem como a regeneração natural (CARVALHO et al., 2005; PEREIRA, 2006). Isso indica que, de uma forma geral, essas espécies podem contribuir sobremaneira no processo de recuperação. Porém, apenas a manutenção da regeneração natural nas duas áreas de estudo, não é suficiente para garantir sua recuperação.

Apesar de apresentarem grande quantidade de regenerantes por ha (7.266 – Área 20A e 31400 – Área 6A), estes indivíduos não estão conseguindo se manter no local e passar para classes de alturas e diâmetros subseqüentes; situação que carece de acompanhamento da dinâmica sucessional. De uma forma geral, a avaliação da regeneração natural nas duas áreas de estudo, em especial na Área 20A, sugere que ações de manejo são necessárias para que o processo de sucessão secundária seja favorecido, em especial quanto ao controle do *Pteridium*, dados corroborados por Pereira (2006).

Trabalhos desenvolvidos no Reino Unido e Venezuela, testando diversas formas de controle do *Pteridium* (GODEFROID; RUCQUOIJ; KOEDAM,

2005; KEARY; THOMAS; SHEFFIELD, 2000; LE DUC et al., 2000; MARRS et al., 2000) indicam que é muito difícil erradicar totalmente essa samambaia e que a comunidade resultante pode não ser exatamente o que se deseja. Isso porque diferentes respostas podem ocorrer em função da variedade de processos de interações existentes em cada local, podendo incluir o tipo de manejo anterior, as características do solo e clima, e tudo isso pode mudar com o tempo. Porém, pouco se conhece sobre os processos de controle dessa espécie no Brasil, e desta forma, sugere-se que sejam testadas algumas metodologias conforme descrito por alguns trabalhos já desenvolvidos no Brasil para outras espécies também invasoras, os quais indicam que práticas de manejo são positivas (BECHARA, 2006; BORDINI, 2007; SOUZA et al., 2002).

Como informação adicional, foi iniciado em campo o processo de avaliação numa área que vinha sendo conduzida pela roçada manual do *Pteridium*, em local próximo à área com vinte anos de regeneração, há aproximadamente 2 anos. Neste local foram lançados 3 transectos, com 10 parcelas cada, para verificar a presença de regenerantes, porém não foram encontrados nenhum regenerante com os critérios de inclusão definidos para esse trabalho (Figura 12).

Esse fato indica que, no caso de locais com predominância de samambaias, o trabalhador rural não consegue diferenciar, no momento da execução da atividade, quais são os indivíduos arbustivos e abóreos regenerantes, e desta forma acaba comprometendo a regeneração natural das espécies. Vale colocar, que segundo informações do proprietário da área, essa prática tem sido feita de 3 em 3 meses, sendo que a samambaia retorna com bastante facilidade e vigor. Esse tipo de manejo foi indicado por Le Duck et al. (2000) como a melhor forma de controle do *Pteridium* na Europa, porém com resultados a longo prazo.

Outra forma de controle utilizada na região é a quebra das hastes do *Pteridium* com golpes, utilizando-se um pedaço de madeira ou outro instrumento que facilite seu manuseio, especialmente quando estes estão brotando, situação que é corroborada por Blanco (2006).



Figura12 Vista geral do local onde foram lançados transectos, onde não foi encontrado nenhum indivíduo regenerante que enquadrasse no critério de inclusão em termos de altura e diâmetro, em Bocaina de Minas –MG.

Fato que deve ser considerado em relação aos métodos abordados é o alto custo para sua execução, podendo inviabilizar economicamente tal atividade, tornando este um fator limitante para implantação (BORDINI, 2007), em especial, pelos pequenos agricultores presentes na região da Serra da Mantiqueira.

Desta forma a pressão exercida pela *Pteridium* nas duas áreas estudadas em Bocaina de Minas, sugere a necessidade de se testar metodologias diferenciadas de manejo dessa espécie com vistas ao favorecimento da regeneração natural e a melhoria da capacidade de resiliência dessas áreas.

4 CONCLUSÕES

As duas áreas estudadas são bastante distintas entre si, sendo que as espécies encontradas podem contribuir sobremaneira no processo de recuperação das mesmas. Porém, para que haja facilitação do processo de regeneração e, conseqüentemente, melhoria da capacidade de resiliência, sugere-se que sejam realizadas ações de manejo com vistas ao controle populacional do *Pteridium*, já que apenas a manutenção da regeneração natural por si, não é suficiente para garantir a recuperação das mesmas.

O acompanhamento dessas áreas faz-se necessário, já que o conhecimento da dinâmica da regeneração natural pode facilitar o entendimento do processo de colonização, trazendo novos e melhores subsídios para proposição de ações efetivas para sua recuperação.

REFERÊNCIAS

AIDE, T. M ; PASCARELLA, J. B; ZIMMERMAN, J. K. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. **Restoration Ecology**, Washington, v. 8, n. 4, p. 350-360, Dec. 2000.

AIDE, T. M. et al. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 77, n. 1/3, p. 77-85, Sept. 1995.

ALVARENGA, A. P.; BOTELHO, S. A.; PEREIRA, I. M. Avaliação da regeneração natural na recomposição de matas ciliares em nascentes na região sul de Minas Gerais. **Cerne**, Lavras, v. 12, n. 4, p.360-372, out./dez. 2006.

ALVES, L. F.; METZGER, J. P. A regeneração florestal em área de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 6, n. 2, p. 115-116, May/Aug. 2006.

ARAÚJO, L. C. *Vanillosmopsis erythropappa* Sch. Bip: sua exploração florestal. Rio de Janeiro: Escola Nacional de Agronomia, 1944. 54 p.
ASQUITH, N. M. La dinámica del bosque y la diversidad arbórea. In: GUARIGUATA, M. R.; KATTAN, G. (Ed.). **Ecología y conservación de bosques neotropicales**. México: LUR, 2002. p. 379-403.

BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. O banco de sementes de um trecho de floresta atlântica montana (São Paulo, Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 59, n. 2, p. 319-328, 1999.

BARBOSA, A. P. et al. O crescimento de espécies pioneiras e clímax em plantios para recuperação de áreas abandonadas pela agricultura itinerante. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS; SINRAD/SILVICULTURA AMBIENTAL4., 2000, Blumenau. **Anais...** Blumenau: Sobrade, 2000. p. 251-261.

BARBOSA, J. M. A tecnologia de produção de sementes e mudas e aspectos ecofisiológicos de espécies arbóreas nativas como instrumento de viabilidade da resolução SMA 21, de 21/11/2001. In: SEMINÁRIO TEMÁTICO SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 2003, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Instituto de Botânica, 2003. p. 59-63.

BECHARA, F. C. **Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras:** floresta estacional semidecidual, cerrado e restinga. 2006. 249 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2006.

BLANCO, Y. La utilización de la aleopatía y sus efectos en diferentes cultivos agrícolas. **Cultivos tropicales**, La Habana, v. 27, n. 3, p. 5-16, 2006.

BORDINI, M. C. P. **Manejo da regeneração natural de vegetação de cerrado, em áreas de pastagem, como estratégia de restauração na Fazenda Santa Maria de Jauru, município de Porto Esperidião, MT.** 2007. 93 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2007.

BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Métodos silviculturais para recuperação de nascentes e recomposição de matas ciliares. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 5., 2002, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: Sobrade/UFLA, 2002. p. 123-145.

BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Métodos silviculturais para recuperação de nascentes e recomposição de matas ciliares. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 5., 2002, Belo Horizonte. **Palestras...** Belo Horizonte: Sobrade/UFLA, 2002. p. 123-145.

BRAUN-BLANQUET, J. **Fitosociologia:** bases para el estudio de las comunidades vegetales. Madrid: Blume, 1979. 820 p.

BRUIJNZEEL, L. A.; VENEKLAAS, E. J. Climatic conditions and tropical montane forest productivity: the fog has not lifted yet. **Ecology**, Atlanta, v. 79, n. 1, p. 3-9, jan. 1998.

CANSI, M. M. F. A. **Regeneração natural de espécies arbóreas em fragmentos de Mata Atlântica na APA da Bacia do Rio São João, RJ.** 2007. 116 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, 2007.

CAPOBIANCO, J. P. R. (Org.). **Dossiê Mata Atlântica 2001.** Brasília: ISA, 2001. 407 p.

CARMO, M. R. B.; MORELLATO, L. P. C. Fenologia de árvores e arbustos das matas ciliares da Bacia do rio Tibagi, Estado do Paraná, Brasil. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação.** São Paulo: Edusp, 2000. p. 125-141.

CARVALHO, D. A. et al. Flora arbustivo-arbórea de uma floresta ripária no alto rio Grande em Bom Sucesso/MG. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 9, n. 2, p. 231-245, 22 ago. 1995.

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

CARVALHO, F. A.; NASCIMENTO, M. T.; BRAGA, J. M. A. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo de um remanescente de mata atlântica submontana no município de Rio Bonito, RJ, Brasil (Mata Rio Vermelho). **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 31, n. 4, p. 717-730, ago. 2007.

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

CAVALLINI, M. M. **Agricultura tradicional, composição paisagística e conservação da biodiversidade na região sul mineira:** subsídios ao desenvolvimento rural sustentável. 2001. 174 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2001.

CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS. **Ecofisiologia da candeia.** Belo Horizonte: SAT/CETEC, 1994. 104 p. (Relatório Técnico).

CHEUNG, K. C. **Regeneração natural em áreas de floresta atlântica na Reserva Natural Rio Cachoeira, Antonina, PR.** 2006. 81 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

COLWELL, R. K. **User's guide to EstimateS 7.5 statistical. estimation of species richness and shared species from samples.** Version 7.5. UConn, 2005.

CONDIT, R. et al. Predicting population trends from size distribution: a direct test in a tropical tree community. **The American Naturalist**, Chicago, v. 152, n. 4, p. 495-509. Oct. 1998.

COSTA, M. P. **Ecologia da vegetação arbórea na Serra de São Domingos, Poços de Caldas, MG.** 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2010.

CULLEN JUNIOR, L.; RUDRAN, R. Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte. In: _____. **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre.** Curitiba: UFPR, 2004. p. 169-179.

DEL MORAL, R.; DENTON, M.F. Analysis and classification of vegetation based on family composition. **Vegetatio**, Washington, v. 34, n. 3, p. 155-165, 1977.

DENSLOW, J. S. Gap partitioning among tropical rain forest trees. **Biotropica**, Washington, v. 12, p. 47-55, 1980. Supplement.

DURIGAN, G. et al. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, n. 4, p. 383, maio 2000.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais.** Botucatu: FEPAF, 2003. p. 1-23.

FACELLI, J. M. Multiple indirect effects of plant litter affect the establishment of woody seedlings in old fields. **Ecology**, Atlanta, v. 75, n. 6, p. 1727-1735, 1994.

FERNANDES, F. A. B. **Estudo de gradientes vegetacionais em uma floresta semidecídua altimontana no planalto de Poços de Caldas, MG**. 2003. 179 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2003.

FINOL, H. O. Nuévos parámetros a considerarse en el analisis estrutural de las selvas vírgenes tropicales. **Revista Florestal Venezolana**, Mérida, v. 14, n. 21, p. 29-42, 1971.

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

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

GLIEESMAN, S. R.; MULLER, C. H. The allelopatic mechanisms of dominance in the brachen (*Pteridium aquilinum*) in the souther California. **Journal of Chemical Ecology**, New York, v. 4, n. 3, p. 337-362, mar. 1978.

GODEFROID, S.; RUCQUOIJ, S.; KOEDAM, N. To what extent do forest herbs recover after clearcutting in beech forest? **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 210, n. 1/3, p. 39-53, May 2005.

GOMEZ-POMPA, A.; VÁZQUEZ-YANES, C. Sucessional studies of a rain forest in Mexico. In: WEST, D. C.; SHUGAR, H. H.; BOTKIN, D. B. (Ed.) **Forest Sucession: concepts and aplicaciones**. New York: Spriger-Verlag, 1981. p. 246-266.

GROMBONE-GUARATINI, M. T. **Dinâmica de uma floresta estacional semidecidual: o banco, a chuva de sementes e o estrato de regeneração**. 1999. p.

150. Dissertação (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

GROMBONE-GUARATINI, M. T. et al. Estrutura fitossociológica da floresta semidecídua de altitude do Parque Municipal da Grota Funda, Atibaia – Estado de São Paulo. **Acta Botanica Brasílica**, São Paulo, v. 4, n. 2, p. 47-64, 1990.

GROMBONE-GUARATINI, M. T.; RODRIGUES, R. R. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Winchelsea, v. 18, n. 5, p. 759-774, Sept. 2002.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Sucesión secundaria. In: GUARIGUATA, M. R.; KATTAN, G. H. **Ecología y conservación de bosques neotropicales**. México: LUR, 2002. p. 591-618.

GUEDES-BRUNI, R. R. et al. Composição florística e estrutura de dossel em trecho de floresta ombrófila densa atlântica sobre morrote mamelonar na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 57, n. 3, p. 429-442, out. 2006.

GUGGENBERG, G.; ZECH, W. Soil organic matter composition under primary forest, pasture and secondary forest succession, Región Huetar Norte, Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 124, n. 1, p. 96-104, 22 Nov. 1999.

HERRMANN, G. **Manejo de paisagem em grande escala**: estudo de caso no Corredor Ecológico da Mantiqueira, MG. 2008. 246 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

HOLL, K. D. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 90, n. 1, p. 179-187, Jan. 2002.

HOLL, K. D. et al. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and stablishment. **Restoration Ecology**, Washington, v. 8, n. 4, p. 339-349, Oct./Dec. 2000.

HOLL, K. D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate and soil. **Biotrópica**, Washington, v. 31, n. 2, p. 229-242, June. 1999.

HORN, H. S. Some causes of variety in patterns of secondary succession. In: WEST, D. C.; SHUGAR, H. H.; BOTKIN, D. B. (Ed.). **Forest Succession: concepts and applications**. New York: Springer-Verlag, 1980. p. 25-55.

JARDIM, A. C. S. **Uso dos recursos naturais pelos produtores rurais da nascente do Rio Grande**. 2003. p. 112. Dissertação (Mestrado em Gestão Social, Desenvolvimento e Ambiente) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2003.

KAGEYAMA, P. Y.; CASTRO, C. F. A.; CARPANEZZI, A. A implantação de matas ciliares: estratégias para auxiliar a sucessão secundária. In: SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR. 1989, Campinas. **Anais...** Campinas: Fundação Cargill, 1989. p. 130-143.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: CULLEN JUNIOR, L.; VALLADARES-PADUA, C.; RUDRAN, R. (Ed.). **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003. p. 383-394.

KEARY, I. P.; THOMAS, C.; SHEFFIELD, E. The effects of the herbicide asulam on the Gametophytes of *Pteridium aquilinum*, *Cryptogramma crispera* and *Dryopteris filix-mas*. **Annals of Botany**, London, v. 85, p. 47-51, 2000. Supplement B.

KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**, Itajaí, n. 31/32, p. 165-384, 1980.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. New York: Harper and Row, 1989. 654 p.

LE DUC, M. G. et al. The variable responses of bracken fronds to control treatments in Great Britain. **Annals of Botany**, London, v. 85, p. 17-29, Apr. 2000. Supplement 2.

LIEBERMAN, D. Demography of tropical tree seedlings: a review. In: SWAINE, M. D. (Ed.). **Ecology of tropical forest tree seedlings**. Paris: Unesco/Parthenon, 1996. p. 131-138.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa: Plantarum, 1992. 352 p.

MALUF, A. M. Competição intra-específica entre *Amaranthus hybridus* L. e *Amaranthus viridis* L. **Pesquisa Agropecuária brasileira**, Brasília, v. 34, n. 8, p. 1319-1325, ago. 1999.

MANTOVANI, W.; BAIDER, C.; TABARELLI, M. Effects of fragmentations in the Atlantic Rainforest of São Paulo Basin. **Hoehnea**, São Paulo, v. 25, n. 2, p. 169-186, 1998.

MARASCHIM-SILVA, F.; SHERER, A.; BATISTA, L. R. M. Diversidade e estrutura do componente herbáceo-subarbuscivo em vegetação secundária de floresta atlântica no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 7, n. 1, p. 53-65, jan./mar. 2009.

MARRS, R. H. et al. The ecology of bracken: its role in succession and implications for control. **Annals of Botany**, Londres, v. 85, p. 3-5, 2000. Supplement B.

MARTINI, A. M. Z. **Estrutura e composição da vegetação e chuva de sementes em sub-bosque, clareiras naturais e área perturbada por fogo em floresta tropical no sul da Bahia**. 2002. 150 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.

MARTINS, R. P.; LEWINSON, T. M.; LAWTON, J. H. "First survey of insects feeding on *Pteridium aquilinum* in Brazil." **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, v. 39, n. 2, p. 151-56, abr./jun. 1995.

MEIRA NETO, J. A. A. et al. Composição florística da floresta semidecídua de altitude do Parque Municipal da Grota Funda, Atibaia, Estado de São Paulo. **Acta Botanica Brasílica**, Porto Alegre, v. 3, n. 1, p. 51-74, jan./abr. 1989.

MELLO, L. C. N.; SALINO, A. Pteridófitas em fragmentos florestais da APA Fernão Dias, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 58, n. 1, p. 207-220, jan. 2007.

MOREL, J. D. **Efeitos antrópicos e variáveis ambientais na formação de um mosaico vegetacional em floresta estacional semidecidual Montana, em Itumirim – MG**. 1999, 102 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais e Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C.F.B. The Brazilian Atlantic Forest. **Biotrópica**, Washington, v. 32, n. 4, p. 786-792, Apr. 2000.

MORELLATO, L. P. C.; LEITÃO-FILHO, H. L. F. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: MORELLATO, L. P. C. **História natural da Serra do Japi**: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil. Campinas: Unicamp/FAPESP, 1992. p. 112-140.

MOURA, M. C. O. **Distribuição da variabilidade genética em populações naturais de *Eremanthus erythropappus* (dc.) Macleish por isoenzimas e RAPD**. 2005. 178p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2005.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: J. Wiley, 1974. 547 p.

NAPPO, M. E. et al. Dinâmica da estrutura fitossociológica da regeneração natural em sub-bosque de *Mimosa scabrella* Bentham em área minerada, em Poços de Caldas, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 28, n. 6, p. 811-829, 2004.

NEPSTAD, D. C.; UHL, C.; SERRÃO, E. A. S. Recuperation of a degraded amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. **Ambio**: a journal of the human environment, research and management, Stockholm, v. 20, n. 6, p. 248-255, Nov./Dec. 1991.

NUNES, Y. R. F. et al. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de Floresta Semidecidual em Lavras, MG. **Acta Botânica Brasilica**, Porto Alegre, v. 17, n. 2, p. 213-229, 2003.

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

OLIVEIRA FILHO, A. T.; MACHADO, J. N. M. Composição florística de uma floresta semidecídua montana, na Serra de São José, Tiradentes Minas Gerais. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 7, n. 1, p. 71-88, jan./mar. 1993.

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

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

PARROTTA, J. A.; KNOWLES, O. H.; WUNDERLE JÚNIOR, J. M. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, n. 1, p. 21-42, Jan. 1997.

PENEIREIRO, F. M. **Sistemas agroflorestais dirigidos pela sucessão natural: um estudo de caso**. 1999. 138f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1999.

PEREIRA, I. M. **Estudo da vegetação remanescente como subsídio à recomposição de áreas ciliares nas cabeceiras do Rio Grande, Minas Gerais**. 2006. 261 p. Tese (Doutorado Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2006.

PEREIRA, J. A. A. **Efeitos dos impactos ambientais e da heterogeneidade ambiental sobre a diversidade e estrutura da comunidade arbórea de 20 fragmentos de florestas semidecíduas da região do Alto Rio Grande, Minas Gerais**. 2003. 166 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.

- PÉREZ, J. F. M. **Sistema de manejo para a candeia (*Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeish.** 2001. 71 p. Dissertação (Mestrado em Produção Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2001.
- PIJL, L. van der. **Principles of dispersal in higher plants.** Berlin: Springer-Verlag, 1982.
- PINARD, M. A.; BAKER, M. G.; TAY, J. Soil disturbance and post-logging forest recovery on bulldozer paths in Sabah, Malaysia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 130, n. 1, p. 213-225, May 2000.
- PINHEIRO, A. A. L.; RAMALHO, R. S.; VIDAL, M. R. R. Estudo dendrológico com vista à regeneração natural de Meliaceae na microregião de Viçosa, MG. **Revista Arvore**, Viçosa, v. 5, n. 2, p. 72-88, jul./dez. 1999.
- PINHEIRO, E. S.; DURIGAN, G. Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade de conservação do Cerrado no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 32, n. 3, p. 441-454, jul./set. 2009.
- PINTO, L. V. A. et al. Estudo da vegetação como subsídio para proposta de recuperação de nascentes da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 29, n. 5, p. 775-793, set./out. 2005.
- PORTO, M.L. **Comunidades vegetais e fitossociologia:** fundamentos para avaliação e manejo de ecossistemas. Porto Alegre: UFRGS, 2008. 240 p.
- RAYOL, B. P.; SILVA, M. F. F.; ALVINO, F. O. Dinâmica da diversidade florística da regeneração natural de florestas secundárias, no município de Bragança, Pará, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais**, Belém, v. 1, n. 2, p. 9-27, maio/ago. 2006.
- REIS, A.; NAKAZONO, E. M.; MATOS, J. Z. **Utilização da sucessão e da interação planta-animal na recuperação de áreas florestais degradadas.** Curitiba: UFPR, 1996. Apostila.

REIS, M. S. **Dispersão de sementes de Euterpe edulis (Palmae) em uma floresta ombrófila densa montana da encosta atlântica em Blumenau, SC.** 1995. 154 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade de Campinas, Campinas, 1995.

RIBEIRO, O. K. **Ação coletiva, conselho consultivo e gestão:** um estudo na Área de Proteção Ambiental Serra da Mantiqueira. 2005. 119 p. Dissertação (Mestrado em Administração) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2005.

RICHARDS, P. W. **The tropical rain forest.** Cambridge: Cambridge University, 1952. 450 p.

RIZZINI, C. T. **Árvores e madeiras úteis do Brasil:** manual de dendrologia brasileira. São Paulo: E. Blücher, 1981. 296 p.

RODRIGUES, E. **Edge effects on the regeneration of forest fragments in south Brazil.** 1998. 192 p. Thesis (Doctor of Philosophy) - Harvard University, Cambridge, 1998.

RONDON NETO, R. M. et al. Estrutura e composição florística da comunidade arbustivo-arbórea de uma clareira de origem antrópica, em uma floresta estacional semidecídua Montana, Lavras - MG, Brasil. **Revista Cerne**, Lavras, v. 6, n. 2, p. 79-94, Jul./dez. 2000.

SAITO, K. et al. Chemical assay of ptaquiloside, the carcinogen of *Pteridium aquilinum*, and the distribution of related compounds in the Pteridaceae. **Phytochemistry**, New York, v. 28, n. 6, p. 1605-1611.

SAMPAIO, M. B.; GUARINO, E. S. G. Efeitos do pastoreio de bovinos na estrutura populacional de plantas em fragmentos de floresta ombrófila mista. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 31, n. 6, p. 1035-1046, out./dez. 2007.

SANTOS, S. L.; VÁLIO, I. F. M. Litter accumulation and its effect on seedling recruitment in a Southeast Brazilian Tropical Forest. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 1, p. 89-92, Mar. 2002.

SCARIOT, A. Seedling mortality by litterfall in Amazonian forest fragments. **Biotropica**, Washington, v. 32, n. 4, p. 662-669, Dec. 2000.

SCOLFORO, J. R. S. **Inventário florestal**. Lavras: UFLA, 2004. 440 p.

SILVA, E.; BARROS FILHO, L. Fragmentos florestais na Fazenda Santa Clara, Itabira – MG. In: FOREST, 1999, Curitiba. **Anais...Curitiba: UFPR**, 1999. p. 117-120.

SILVA, U. S. R.; SILVA-MATOS, D. M. “The invasion of *Pteridium aquilinum* and the impoverishment of the seed bank in fire prone areas of Brazilian Atlantic Forest”. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 15, n. 9, p. 3035-3043, Aug. 2006.

SILVA-JÚNIOR, W. M.; MARTINS, S. V.; SILVA, A. F.; MARCO-JR, P. Regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas em dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 66, p. 169-179, dez. 2004.

SILVA-MATOS, D. M.; PIVELLO, V. R. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres: alguns casos brasileiros. **Ciencia e Cultura**, São Paulo, v. 61, n. 1, p. 27-30, jan. 2009.

SMITH, E. P.; BALLE, G. Van. Nonparametric estimation of species richness. **Biometrics**, Arlington, v. 40, p.119-129, 1984.

SOARES, M. P. **Florística e fitossociologia do estrato arbóreo de floresta atlântica interiorana, Araçuaia, MG**. 2005. 71 p. Tese (Doutorado em Botânica) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2005.

SOSMA. **Atlas dos remanescentes florestais da mata atlântica, período 2005-2008**: relatório parcial. São Paulo: Inpe, 2009. 156 p.

SOUZA, A. L. et al. Dinâmica da regeneração natural em uma Floresta Ombrófila Densa secundária, após corte de cipós, Reserva Natural da Companhia Vale do Rio Doce S. A. Estado Espírito Santo, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 26, n. 4, p. 411-419, jul./ago. 2002.

SOUZA, L. M. **Análise do potencial da regeneração natural do entorno de nascentes em processo de recuperação**. 2010. 180 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2010.

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

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

TONIATO, M. T. Z.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Variations in tree community composition and structure in a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil related to different human disturbance histories. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 198, n. 1/3, p. 319-339, Aug. 2004.

VESK, P. A.; WESTOBY, M. Sprouting ability across diverse disturbance and vegetation types worldwide. **Journal of Ecology**. London, v. 92, n. 2, p. 310-320, Feb. 2004.

VIEIRA, C. M.; PESSOA, S. V. A. Estrutura e composição florística do estrato herbáceo-subarbustivo de um pasto abandonado na Reserva Biológica de Poço das Antas, município de Silva Jardim, RJ. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 52, n. 80, p. 17-30, 2001.

VILLANI, J. P.; AUTOMARE, G. B. B. A importância da regularização fundiária na recuperação da cobertura florestal do Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Santa Virgínia – São Paulo, SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 4., 2004, Curitiba. **Anais...** Curitiba: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2004. p. 288-297.

VOLPATO, M. M. L. **Regeneração natural de uma floresta secundária no domínio da Mata Atlântica: uma análise fitossociológica**. 1994. 123 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 1994.

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

WHEELWRIGHT, N.T. Fruit size, gape width, and the diets of fruit-eating birds. **Ecology**, New York, v. 66, n. 3, p. 808-818, June 1985.

WILSON, J. B. A null model of guild proportionality, applied to stratification of a new Zealand temperate rain forest. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 80, n. 2, p. 263-267, ago. 1989.

ZIMMERMAN, J. K.; PASCARELLA, J. B.; AIDE, T. M. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. **Restoration Ecology**, Malden, v. 8, n. 4, p. 350-360, Oct./Dec. 2000.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nas informações obtidas no presente estudo pode-se inferir que a substituição da vegetação nativa por pastagens, sejam elas nativas ou exóticas, dificulta o estabelecimento e desenvolvimento de espécies arbustivas e arbóreas, afetando a resiliência dessas áreas, já que poucas espécies conseguem colonizar. De maneira geral, áreas de pastagens são mais difíceis de serem restauradas, por serem ambientes bastante alterados, devido ao desmatamento, degradação do solo e perda de diversidade. Desta forma, estudos que visem a sua restauração devem levar em consideração aspectos edáficos e, principalmente, seu histórico de uso, já que esses dados podem influenciar significativamente a regeneração natural.

Os resultados deste estudo indicam que nem sempre existe um aumento gradual na composição florística e estrutural da vegetação, quanto maior for o tempo de abandono de uma área. Entre os fatores que atuam no restabelecimento da vegetação nas áreas estudadas, tem-se que o uso pretérito e a forte competição existente com a dominância do *Pteridium aquilinum* podem interferir negativamente no estabelecimento da regeneração natural. Além disso, as condições ambientais locais podem determinar quais espécies conseguirão se estabelecer no local.

Nas áreas estudadas a dominância do *Pteridium aquilinum* vem comprometendo o estabelecimento das comunidades nativas lenhosas e dificultando os processos de sucessão ecológica. Isso se deve, à forte competição, inibição e efeito alelopático, bem como à grande deposição de serrapilheira, a qual constitui uma barreira física e seletiva ao estabelecimento de arbustos e árvores. Apesar disso, espécies nativas como *Croton floribundus*, *Leandra scabra*, *Miconia tristis*, *Miconia latecrenata*, demonstraram capacidade

de colonizar esses ambientes, podendo ser úteis nos processos de restauração de ambientes degradados.

Outros atributos não mensurados, característicos da relação entre o *Pteridium* e o estrato de regenerantes (por exemplo, diferentes intensidades de efeitos alelopáticos), podem estar contribuindo para a diferenciação da regeneração natural nas áreas estudadas. Desta forma, a descrição dos fatores que constituem barreiras à regeneração natural é de grande importância para subsidiar projetos de recuperação de áreas degradadas.

Observou-se que em ambientes com maiores altitudes, como é o caso da Serra da Mantiqueira, existe maior facilitação para a dominância do *Pteridium aquilinum*. Essa situação vem reforçar a fragilidade ambiental encontrada nos ambientes de montanha, indicando a necessidade de priorizar trabalhos com vistas à definição de técnicas mais efetivas de manejo dessa espécie, para facilitar o processo de regeneração natural e, conseqüentemente, recuperação de áreas onde haja sua dominância. A viabilidade econômica da implantação dessas técnicas de manejo deve ser considerada em estudos futuros, já que o alto custo de execução pode ser um fator limitante para o sucesso em sua adoção.

Sugere-se ainda, que pesquisas futuras considerem a presença de ilhas de vegetação bem adensadas (moitas) e espécies provenientes de processo rebrota, já que tais características podem facilitar o estabelecimento de elementos florestais em ambientes competitivos tais como ocorreram nas áreas estudadas. Além disso, o conhecimento da dinâmica sucessional da regeneração natural pode facilitar o entendimento dos processos de colonização, trazendo novos e melhores subsídios para a proposição de ações mais efetivas com vistas à recuperação da Mata Atlântica como é o caso da região da APA Serra da Mantiqueira.