

FERNANDA SGUIZZATTO DE ARAÚJO

**CARACTERIZAÇÃO FLORÍSTICA E FITOSSOCIOLÓGICA DA
VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA COLONIZADORA DE UMA
ÁREA DEGRADADA POR MINERAÇÃO DE CAULIM, NO
MUNICÍPIO DE BRÁS PIRES, MG.**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para a obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2005

FERNANDA SGUIZZATTO DE ARAÚJO

**CARACTERIZAÇÃO FLORÍSTICA E FITOSSOCIOLÓGICA DA
VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA COLONIZADORA DE UMA
ÁREA DEGRADADA POR MINERAÇÃO DE CAULIM, NO
MUNICÍPIO DE BRÁS PIRES, MG.**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para a obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 21 de Fevereiro de 2005

Prof. Dr. João Augusto Alves Meira Neto
(Conselheiro)

Prof. Dr. João Luiz Lani
(Conselheiro)

Prof. Dr. Ismael Eleotério Pires

Prof^a. Dra. Patrícia Carneiro Lobo Faria

Prof. Dr. Sebastião Venâncio Martins
(Orientador)

*À infinita bondade de meus pais, Walmyr José de Araújo e Margarida
Sguizzatto de Araújo, que sempre me incentivaram a continuar.
À amizade dos meus irmãos André e Marcelo.*

Tudo está pronto em certo nível da existência.

Basta reconhecê-lo.

Clemente

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Sebastião Venâncio Martins, pela orientação, aprendizagem e atenção que me dispensou na realização deste trabalho.

Aos conselheiros João Augusto Alves Meira Neto e João Luiz Lani pelas valiosas contribuições ao longo do trabalho e pelo carinho .

Ao Professor Ismael Eleotério Pires, membro da família proprietária da Fazenda Boa Esperança, pela disposição e interesse na realização de estudos em sua propriedade.

À professora Patrícia Carneiro Lobo, pela leitura da dissertação e importantes sugestões.

À Universidade Federal de Viçosa e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, pela oportunidade de realização deste trabalho.

A CAPES, pelo auxílio financeiro.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Florestal, especialmente a Ritinha, Fred e Chiquinho pela atenção e ajuda.

Aos estagiários Carlos José, Gustavo e Pablo pela ajuda nos trabalhos de campo.

À Brena, Sil, Sheila, Leozinho, Ronaldo e Elcio pela amizade.

Ao Wilson Marcelo, pelo amor, atenção e apoio em todos os momentos.

A todos que contribuíram para que eu chegasse até aqui, seja através de incentivos, conselhos, críticas e sugestões.

A Deus.

CONTEÚDO

RESUMO	vii
ABSTRACT	ix
INTRODUÇÃO GERAL	1
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	5
<u>CAPÍTULO I. COMPOSICAO FLORÍSTICA DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO- ARBÓREA COLONIZADORA DE UMA ÁREA DEGRADADA POR MINERAÇÃO DE CAULIM, BRÁS PIRES, MG</u>	<u>7</u>
RESUMO	8
1. INTRODUÇÃO.....	9
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	11
2.1. Área de Estudo	11
2.2. Caracterização do Substrato	11
2.3. Levantamento Florístico	13
2.4. Síndromes de Dispersão de Sementes	13
2.5. Classificação Sucessional das Espécies.....	14
2.6. Similaridade Florística.....	14
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	15
3.1. Análise do Substrato.....	15
3.2. Levantamento Florístico	18
3.4. Síndromes de Dispersão de Sementes	21
3.5. Classificação Sucessional das Espécies.....	22
3.6. Similaridade Florística.....	22
4. CONCLUSÕES	27
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	28
<u>CAPÍTULO II. ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA COLONIZADORA DE UMA ÁREA DEGRADADA POR MINERAÇÃO DE CAULIM, BRÁS PIRES, MG</u>	<u>33</u>
RESUMO	33
1. INTRODUÇÃO.....	34
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	36
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
4. CONCLUSÕES	49
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	50

<u>CAPÍTULO III. CARACTERIZAÇÃO DOS SOLOS SOB FLORESTA SECUNDÁRIA EM ÁREA DEGRADADA POR MINERAÇÃO DE CAULIM, BRÁS PIRES, MG.</u>	54
RESUMO	54
1. INTRODUÇÃO.....	55
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	57
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	60
4. CONCLUSÕES	71
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	72
CONCLUSÕES GERAIS	76
RECOMENDAÇÕES.....	78

RESUMO

ARAÚJO, Fernanda Sguizzatto de, M. S.; Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2005.
Caracterização Florística e Fitossociológica da Vegetação Arbustivo-Arbórea Colonizadora de uma Área Degradada por Mineração de Caulim, no Município de Brás Pires, MG. Orientador: Sebastião Venâncio Martins. Conselheiros: João Augusto Alves Meira Neto e João Luiz Lani.

Este estudo teve por objetivo caracterizar a composição florística e a estrutura fitossociológica da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora e o solo, de uma área degradada por mineração de caulim, em Brás Pires, MG. A atividade minerária foi iniciada em 1980 e finalizada em 1985. Nos 20 anos subseqüentes, a encosta onde foi depositado o estéril, anteriormente utilizada como pastagem, foi isolada e um processo de regeneração natural iniciou-se, estando atualmente ocupada por uma vegetação florestal secundária. O levantamento fitossociológico abrangeu uma área de 0,5 ha subdividida em 50 parcelas contíguas de 10 m X 10 m. Foram incluídos todos os indivíduos com CAP igual ou maior a 10 cm. A composição florística foi o resultado desse levantamento, acrescida de coletas fora da área de amostragem. As espécies amostradas foram classificadas quanto à categoria sucessional e síndrome de dispersão e os indivíduos foram agrupados em classes de diâmetro. Fez-se uma comparação com 9 levantamentos realizados em florestas da região e um do estado de São Paulo, em estádios sucessionais distintos, para a verificação da similaridade florística entre as áreas. Para a caracterização do substrato foram amostrados três perfis ao longo da encosta. As amostras de cada horizonte foram submetidas a análises químicas e físicas. A amostragem fitossociológica resultou em 1010 indivíduos,

pertencentes a 47 espécies distribuídas em 40 gêneros e 25 famílias. Destacaram-se em valor de importância as espécies *Piptadenia gonoacantha*, *Luehea grandiflora*, *Anadenanthera peregrina*, *Cecropia glaziovii*, *Cecropia hololeuca* e *Xylopia brasiliensis*. A florística totalizou 64 espécies, distribuídas em 50 gêneros e 30 famílias. As famílias com maior número de espécies foram Leguminosae (11), Annonaceae (5), Lauraceae e Melastomataceae (4), enquanto o gênero de maior riqueza específica foi *Machaerium* com 3 espécies. A maior similaridade florística ocorreu com um fragmento em Cruzeiro, SP, estando ambas as áreas em início de sucessão. Na distribuição das espécies em categorias sucessionais, as secundárias iniciais ocuparam a primeira posição, seguidas das pioneiras, perfazendo juntas, 80% do total das espécies amostradas. A maioria das espécies (62%) foi dispersa por animais, enquanto que a maioria dos indivíduos (68%), foi dispersa pelo vento. Isso sugere que a colonização da área foi iniciada por espécies anemocóricas, destacando a importância de indivíduos remanescentes, além da proximidade de fragmentos e sua fauna associada. A análise da distribuição dos diâmetros revelou uma comunidade em plena regeneração, com representação em todas as classes diamétricas. O substrato, nas condições em que se encontra, não impede o estabelecimento da vegetação. Há uma diferenciação clara entre o material de origem do solo (horizonte C), a camada de estéril e o solo original (soterrado). Os solos são predominantemente arenosos, principalmente com relação à camada de depósito e o horizonte C. Todos os horizontes foram classificados como franco arenosos, com exceção dos horizontes do solo soterrado. O solo demonstrou baixa fertilidade natural, baixa CTC e saturação de bases. No geral, os valores de saturação de alumínio foram altos, assim como o carbono orgânico. O pH e a acidez potencial (H+Al) foram considerados médios. A camada de estéril apresentou os maiores valores para a maioria das variáveis medidas, sendo os valores encontrados para as outras camadas mais baixos. Assim, pode-se inferir que o papel da ciclagem de nutrientes nesse sistema tem sido fundamental para a manutenção da vegetação, assim como sua capacidade de retenção de água, permitindo um adequado suprimento de umidade.

ABSTRACT

ARAÚJO, Fernanda Sguizzatto de, M. S.; Universidade Federal de Viçosa, february, 2005.
Floristic and Phytosociology Characterization of Shrub and Tree Vegetation Colonizing an Area Degraded by Kaolin Mining in Municipal District of Brás Pires, MG. Adviser: Sebastião Venâncio Martins. Committee Members: João Augusto Alves Meira Neto and João Luiz Lani.

This research aimed to characterize the floristic composition and the phytosociology structure of shrub and tree vegetation colonizing and the soil of an area degraded by kaolin mining, in Brás Pires, MG. The mining activity began in 1980 and it concluded in 1985. In the 20 subsequent years, the hillside where the mine spoil was deposited previously used as pasture was isolated and a process of natural regeneration began, being now colonized for secondary forest vegetation. The phytosociological survey utilized a grid plots containing 50 plots 10 m X 10 m each totalizing 0,5 hectare. All individuals with a trunk circumference of 10 cm at 1,30 m from the soil level were sampled. The floristic composition is the result of the sampled area plus species collected outside of it. The species sampled were grouped in successional category and dispersion syndrome, and the individuals were grouped in diameter classes. The floristic similarity was made with 9 surveys accomplished in forests of the area and one in SP. For the substratum characterization three profiles along the hillside were sampled. The samples of each horizon were submitted the chemical and physical analyses. A total of 1010 individuals were sampled belonging to 47 species distributed in 40 genus and 25 families. The greater importance value was obtained for *Piptadenia gonoacantha*, *Luehea grandiflora*, *Anadenanthera*, *Cecropia glaziovii*, *Cecropia hololeuca* and *Xylopia brasiliensis*. The floristic

totalized 64 species, distributed in 50 genus and 30 families. The families with the greater number of species were Leguminosae (11), Annonaceae (5), Lauraceae and Melastomataceae (4). The richest genus was *Machaerium* with 3 species. The greatest floristic similarity occurred in Cruzeiro, SP, being both areas in beginning succession. In the distribution of the species in successional categories, the initial secondary species occupied the first position, followed by the pioneers both 80% of the total of the species sampled. The majority of species (62%) was vertebrate dispersed but the majority of individuals (68%) was wind dispersed species. These suggest that initial vegetation was start by anemochorous species, showing the importance of remnant individuals, surroundings forest fragments and its fauna. Trunk diameter distribution analysis revealed that the community was in stage of full regeneration, with individuals distributed over all diameter classes. The soil analysis revealed that it will not interfere in the vegetation colonization. There is a clear differentiation among the material of origin of the soil (horizon C), the layer of mine spoil and the original soil (buried). The soils are predominantly sandy, mainly the deposit layer and the horizon C. All the horizons were classified as franc-sandy, except for the horizons of the buried soil. The soil demonstrates low fertility, low CEC and saturation of bases. In the general, the values of saturation of aluminum were high, as well as the organic matter and the carbon. The pH and the potential acidity (H+Al) were considered medium. The layer of mine spoil, presented the largest values for most of the measured variables, being the lowest values found for the other layers. Then, it can be inferred that the role of the nutrient cycling in that system has been fundamental for the maintenance of the vegetation, as well as your capacity of water retention, allowing an appropriate humidity supply.

INTRODUÇÃO GERAL

A área de terras tropicais degradadas tem aumentando cada vez mais devido à alta demanda de terras agricultáveis, produtos extraídos das florestas, crescimento da população humana e a maior habilidade tecnológica para modificar paisagens, criando assim, novas condições as quais a vegetação tem que se adaptar (Lugo, 1997).

Nessa perspectiva, pode-se acrescentar as atividades de mineração como fortes modificadoras da paisagem, pois degradam extensas áreas, muitas vezes de difícil recuperação, já que, além da vegetação são degradados solos, águas superficiais e subterrâneas (Ibama, 1990).

A extração mineral é responsável por vários impactos ambientais, sendo considerada uma das atividades humanas que mais contribui para a alteração da superfície terrestre (Instituto Brasileiro de Mineração, 1985). Rodrigues (1989) aponta que o potencial poluidor, podendo-se acrescentar também o potencial impactante da atividade minerária é determinado em função do porte da mina, condições de lavras, tipo de minério, deposição e produção de rejeito e estéril, além das características do processo de beneficiamento.

Em se tratando de áreas degradadas por mineração a céu aberto, deve-se conhecer em detalhes o padrão de sucessão e o potencial de recuperação do ambiente em questão, a fim de que os esforços feitos para se regenerar o sistema possam ajudar os processos naturais de regeneração (Odum, 1988).

Atualmente, têm-se buscado alternativas para a recuperação de áreas degradadas que possibilitem a redução dos custos de recuperação e o retorno destas áreas a uma condição ecológica mais próxima da original, ou seja, a restauração ecológica.

Nesta nova tendência da recuperação de áreas, tem sido preconizado o manejo e a indução dos processos ecológicos, visando aproveitar ou estimular a capacidade de auto-recuperação dos ecossistemas (resiliência), para isso, o conhecimento das comunidades colonizadoras de áreas degradadas, bem como da auto-ecologia das espécies que as compõem, é fundamental para a definição de metodologias de restauração (Rodrigues & Gandolfi, 1998).

Os estudos básicos sobre a composição florística, a estrutura da comunidade colonizadora e da sucessão de áreas que se encontram abandonadas, depois de ter paralisado o processo de mineração são ferramentas importantes a serem utilizadas para nortear estratégias para o planejamento de recuperação de áreas mineradas (Griffith & Candido, 1981; Bradshaw, 1983; Game et al., 1982; Johnson et al., 1982; Barth, 1989; Lorenzo, 1991; Skousen et al., 1994; Ferreira et al., 1997; Parrota et al., 1997; Corrêa & Melo Filho, 1998 e Nappo, 1999).

O Brasil ocupa uma posição de destaque como detentor de grandes reservas mundiais, para uma diversificada gama de minerais metálicos e não metálicos, cerca de 40, colocando-se entre os seis mais importantes países mineradores. Dentre essas reservas, o caulim (mineral não metálico) ocupa o segundo lugar mundial sendo que, 28% das reservas do mundo encontram-se no Brasil, estando em terceiro lugar na exportação mineral brasileira de bens primários. Entretanto, em termos de produção alcança participação na oferta mundial com apenas 8%, apesar de ter triplicado suas reservas de 1980 a 2000, o que pode ser explicado, pelo fato de que os investimentos na indústria extrativista mineral do Brasil estarem altamente concentrados nos bens metálicos, com cerca de 81% do total dos investimentos, enquanto para os bens não metálicos esse total cai para 14% (Barreto, 2001).

Com menos investimentos, a extração de minerais não metálicos compromete não só o lado econômico, mas também o ambiental, ficando essas áreas com maior potencial de riscos de degradação e com poucos investimentos em projetos de recuperação das áreas já degradadas.

Em 1989, foi instituído em atendimento ao disposto na Constituição, o decreto 97.632, que exige de todos os empreendimentos de extração mineral em operação no país, e dos novos empreendimentos do gênero a apresentação de um plano de recuperação de áreas degradadas - PRAD - ao órgão ambiental competente, durante o processo de licenciamento ambiental. Entretanto, segundo o Ministério do Meio Ambiente (1997), por dificuldades técnico-financeiras, os órgãos responsáveis pelo licenciamento ambiental, em muitos casos não conseguem analisar e muito menos fiscalizar a adoção de medidas propostas nos PRADs, ficando estes arquivados nos órgãos. Outro complicador, citado por Barreto (2001), refere-se

aos empreendimentos abandonados ou desativados antes da exigência legal e à carência de levantamentos sistematizados, em nível nacional, acerca do passivo ambiental deixado por minas abandonadas ou desativadas e seu potencial de risco. Aliados a isso existem ainda os casos das chamadas minas órfãs, onde o passivo ambiental não pode ser atribuído a uma determinada empresa ou pessoal. É impossível identificar os responsáveis pela degradação, cabendo nesses casos, ao poder público assumir o ônus da recuperação da área.

Pela legislação brasileira (Decreto nº 97.632, de 10 de abril de 1989, que regulamenta o artigo 2º, inciso VII da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981) são considerados como degradação os processos resultantes dos danos ao meio ambiente, pelos quais, se perdem ou se reduzem algumas de suas propriedades, tais como a qualidade ou a capacidade produtiva dos recursos ambientais.

Carpanezzi et al. (1990) e Kageyama et al. (1992), diferenciam degradação de perturbação e consideram área degradada aquela que, após distúrbio, teve eliminado os seus meios de regeneração natural como banco de sementes, banco de plântulas, chuva de sementes e rebrota, apresentando baixa resiliência, isto é, seu retorno ao estado anterior pode não ocorrer ou ser extremamente lento; e área perturbada aquela que sofreu distúrbio, mas manteve meios de regeneração biótica. Já, segundo Ibama (1990), uma área degradada é caracterizada como aquela em que a vegetação nativa e a fauna foram destruídas, removidas ou enterradas, e a qualidade e regime de vazão do sistema hídrico foram alterados.

Pesquisas referentes à vegetação colonizadora em áreas degradadas por mineração de caulim são raras no Brasil. Desta forma, este trabalho pretende contribuir para a obtenção de maiores informações nessa área. A condição em que se encontra a regeneração na área proposta para o estudo, 20 anos após o término da extração de caulim, é ímpar entre os poucos trabalhos de florística e fitossociologia já realizados em áreas mineradas. Por isso, a caracterização dessa vegetação é de fundamental importância para servir como referencial para a implantação de projetos de recuperação de baixo custo em áreas similares, pois indica espécies mais adaptadas às condições de estresse, considerando seus grupos ecológicos e o arranjo das espécies no campo, com base nas suas densidades em condições naturais.

Este trabalho teve como objetivo geral:

- Caracterizar a composição florística e a estrutura fitossociológica da vegetação colonizadora em uma área degradada por mineração de caulim, na fazenda Boa Esperança no município de Brás Pires, MG.

E, como objetivos específicos:

- Identificar as espécies arbustivo-arbóreas em regeneração na área degradada;
- Conhecer a organização estrutural das espécies na área degradada;
- Comparar a composição florística da vegetação colonizadora com outras comunidades florestais, em diferentes estádios sucessionais;
- Determinar as categorias sucessionais das espécies arbustivo-arbóreas colonizadoras da área degradada;
- Determinar as síndromes de dispersão de sementes das espécies arbustivo-arbóreas;
- Caracterizar o substrato em relação as principais rochas e minerais remanescentes;
- Investigar as condições físicas e químicas do substrato em que a regeneração natural vem se estabelecendo.

Este trabalho foi escrito na forma de capítulos, e, às vezes, sobreposições de temas são inevitáveis.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARRETO, M. L. **Mineração e desenvolvimento sustentável: desafios para o Brasil**. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2001. 215p.

BARTH, R. C. **Avaliação da recuperação de áreas mineradas no Brasil**. Viçosa: UFV, 1989. 41p. (Boletim Técnico SIF, nº1).

BRADSHAW, A. D. The reconstruction of ecosystems. **Journal of Applied Ecology**, v.20, p. 1-17, 1983.

CARPANEZZI, A. A.; COSTA, L.G.S.; KAGEYAMA, P. Y. : CASTRO, C. F. A. Espécies pioneiras para a recuperação de áreas degradadas: A observação de laboratórios naturais. In: **6º Congresso Florestal Brasileiro**. Campos do Jordão - SP. 216-221.1990.

CORRÊA, R. S; MELO FILHO, B. (orgs). **Ecologia e recuperação de áreas degradadas no cerrado**. Brasília: Paralelo 15.1998.

FERREIRA, C. G.; FUSER, J. E.; ZANATTA, P. R.; WILLIAMS DON, D. Reabilitação de áreas mineradas de bauxita no planalto de Poços de Caldas, MG. In: **Anais do III Simpósio de recuperação de áreas degradadas**. Ouro Preto. Viçosa: UFV, p.27-34. 1997

GAME, M. CARREL; J. E.; HOTRABHAVANDRA, T. Patch dynamics of plant succession on abandoned surface coal mines: a case history approach. **Journal of Ecology**, v. 70. p. 707-720, 1982.

GRIFFITH, J. J.; CÂNDIDO, J. F. Recuperação de superfícies mineradas de bauxita em Poços de Caldas, MG. **Brasil Florestal**, 11 (46): 27-33, 1981.

IBAMA. **Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração: técnicas de revegetação**. Brasília, 1990. 96p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO. **Mineração e meio ambiente: Impactos previsíveis e formas de controle.** Belo horizonte, 1985. 64p.

JOHNSON, F. L.; GIBSON, D. J.; RISSER, P. G. Revegetation of unreclaimed coal strip-mines in Oklahoma. **Journal of Applied Ecology**, v. 19. p. 453-463, 1982.

KAGEYAMA, P. Y.; REIS, A.; CARPANEZZI, A. A. Potencialidades e restrições da regeneração artificial na recuperação de áreas degradadas.1992. In: Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas; 1. **Anais.** Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, Curitiba. p. 1-7. 1992.

LORENZO, J. S. **Regeneração natural de uma área minerada de bauxita em Poços de Caldas, Minas Gerais.** 1991. 151p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1991.

LUGO, A. E. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. **Forest Ecology and Management**, Cambridge, v.99, p.09-19, 1997.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. **Diretrizes ambientais para o setor mineral.** Brasília. 1997.

NAPPO, M. **Inventário florístico e estrutural da regeneração natural no sub-bosque de povoamentos homogêneos de *Mimosa scabrella* Bentham, implantados em áreas mineradas, em Poços de Caldas, MG.** 1999. 87p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1999.

ODUM, E. P. **Ecologia.** Rio de Janeiro: Guanabara, 1988. 423p.

PARROTA, J. A.; KNOWLES, O. H.; WUNDERLEJR., J.M. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration Forest on a bauxite mined site in Amazônia. **Forest Ecology and Management**, Cambridge, v.99, p.21-42, 1997.

RODRIGUES, M. D. Meio Ambiente: caminhos para a mudança. **Brasil Mineral**, nº62, p.44-48, 1989.

RODRIGUES, R.R., GANDOLFI, S. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. In: DIAS, L.E., MELLO, J.W. (Eds.). **Recuperação de Áreas Degradadas.** Viçosa: UFV, SOBRADE, 1998. p.203-215.

SKOUSEN, J. G. ; JOHNSON, C. D.; GARBUTT, K. Natural revegetation of 15 abandoned mine land sites in west Virginia. **Journal Environmental Quality**, v. 23. p. 1224-1230, 1994.

CAPÍTULO I

COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO- ARBÓREA COLONIZADORA DE UMA ÁREA DEGRADADA POR MINERAÇÃO DE CAULIM, BRÁS PIRES, MG.

RESUMO – Este estudo teve como objetivos determinar a composição florística da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, em Brás Pires, MG, compará-la com outros fragmentos florestais e caracterizar aspectos de auto ecologia das espécies e do solo da área. O levantamento florístico abrangeu uma área de 0,5 ha subdividida em 50 parcelas contíguas de 10m X 10m. Foram incluídos todos os indivíduos com CAP igual ou maior a 10cm. A composição florística é o resultado desse levantamento acrescida de coletas fora da área de amostragem, totalizando 64 espécies, distribuídas em 50 gêneros e 30 famílias. As famílias com maior número de espécies foram Leguminosae (11), Annonaceae (5), Lauraceae e Melastomataceae (4), enquanto o gênero mais rico em espécie foi Machaerium (3). A análise do substrato, indicou que este suporta o estabelecimento da vegetação. A síndrome de dispersão preponderante é a zoocórica, destacando a importância de indivíduos remanescentes, fragmentos próximos e sua fauna associada. A maior similaridade florística ocorreu com o fragmento em Cruzeiro, SP, estando ambas as áreas em início de sucessão.

Palavras-chave: Florística, restauração de áreas degradadas, mineração, regeneração natural.

1. INTRODUÇÃO

A área de terras tropicais degradadas tem aumentado nas últimas décadas devido à alta demanda de terras agricultáveis, produtos extraídos das florestas, crescimento da população humana e a maior habilidade tecnológica para modificar paisagens, criando assim, novas condições as quais a vegetação tem que se adaptar (Lugo, 1997).

Nessa perspectiva, pode-se acrescentar as atividades de mineração como fortes modificadoras da paisagem, pois degradam extensas áreas, muitas vezes de difícil recuperação, pois, além da vegetação há degradação de solos e águas (Ibama, 1990).

Atualmente têm-se buscado alternativas para a recuperação de áreas degradadas que possibilitem a redução dos custos de recuperação e o retorno destas áreas a uma condição ecológica mais próxima da original - a restauração ecológica.

Nessa nova tendência, tem sido preconizado o manejo e a indução dos processos ecológicos com vistas a aproveitar ou estimular a resiliência do ecossistema. Para isso, o conhecimento da vegetação colonizadora das áreas degradadas, bem como aspectos relacionados às condições edáficas e à auto-ecologia das espécies, são fundamentais para a definição de metodologias de restauração (Rodrigues & Gandolfi, 1998).

Os estudos sobre a composição florística da comunidade colonizadora e da sucessão secundária em áreas que se encontram abandonadas depois de ter paralisado o processo de mineração são ferramentas importantes para nortear estratégias de recuperação de áreas mineradas (Johnson et al., 1982; Barth, 1989; Lorenzo, 1991; Skousen et al., 1994 e Parrota et al., 1997).

No entanto, tais estudos abordando áreas degradadas por mineração de caulim ainda são raros no Brasil. Desta forma, este trabalho apresenta a composição florística da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, em Brás Pires, MG, relacionando essa vegetação com as condições edáficas locais, comparando-a com outras áreas de matas em diferentes estádios sucessionais, com vista a contribuir para o conhecimento da regeneração natural em áreas degradadas semelhantes.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido na Fazenda Boa Esperança, situada à margem esquerda do rio Turvo, município de Brás Pires (43° 10' 41" long. e 20° 54' 25" lat.), distante 60 km de Viçosa, MG (Figura 1). A área da propriedade é de 12,5 ha e a encosta, área alvo do estudo, ocupa aproximadamente 2 ha (Figura 2). Apresenta uma declividade de 35% e altitude que varia de 825m no terço superior a 745m no terço inferior. Conforme a classificação de Köppen, o clima da região é Cwb, apresentando verões quentes e úmidos, com pluviosidade anual de 1.200 a 1.500 mm, estação seca curta no inverno e temperatura média anual entre 19,5° e 21,8° (Natali et al., 1997). A atividade mineraria foi iniciada em 1980, e finalizada em 1985. Nos 20 anos subseqüentes, a encosta onde foi depositado o estéril, anteriormente utilizada como pastagem, foi isolada e um processo de regeneração natural iniciou-se (Prof. Ismael Eleotério Pires, comunicação pessoal), estando atualmente ocupada por uma vegetação florestal secundária.

2.2. Caracterização do Substrato

Para caracterizar o solo no qual a vegetação se desenvolveu, foram amostrados três perfis: um no topo e dois no terço médio e inferior da encosta. As amostras de cada horizonte foram submetidas a análises químicas e físicas realizadas pelo Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa, conforme recomendações da EMBRAPA (1999).

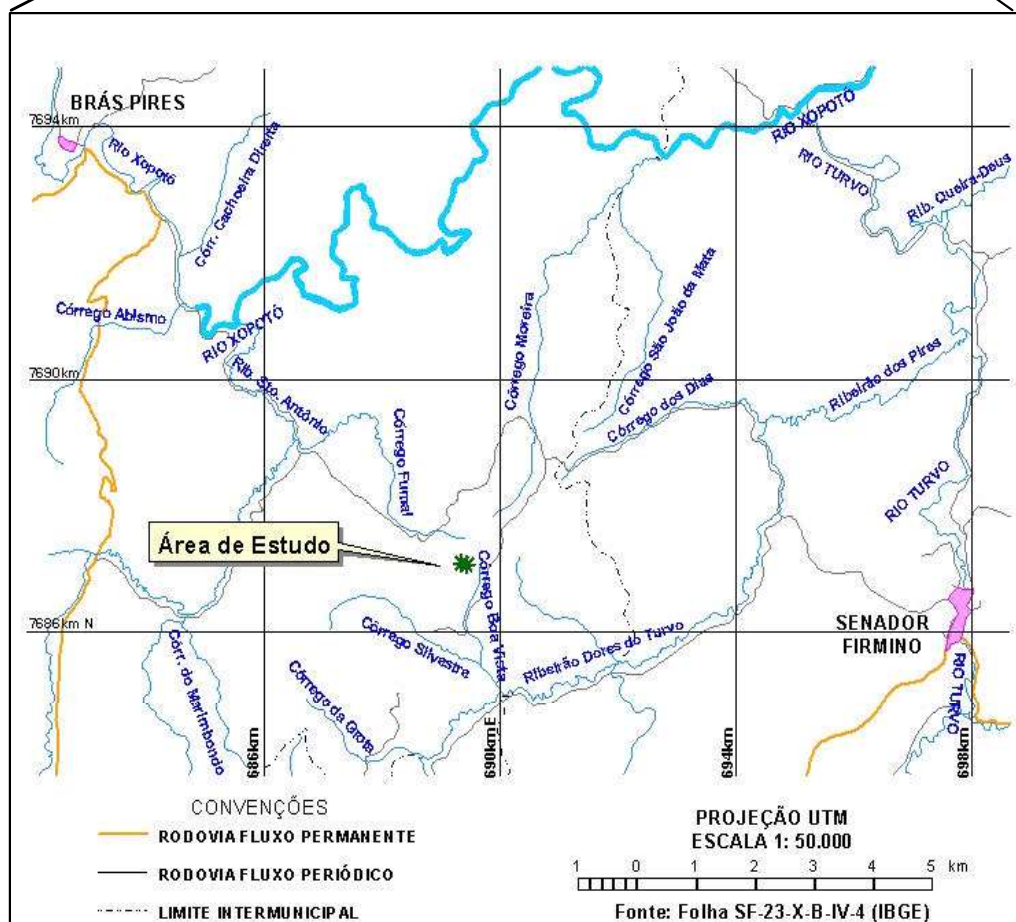


FIGURA 1. Localização da área de estudo, Fazenda Boa Esperança ($20^{\circ} 54' 24''$ S e $43^{\circ} 10' 41''$ W).



FIGURA 2. Vista da encosta com detalhe para a vegetação alvo do estudo.

2.3. Levantamento Florístico

O levantamento florístico foi realizado em 50 parcelas contíguas de 10m X 10m, totalizando 0,5 ha. Foram amostrados todos os indivíduos com circunferência do tronco, a 1,30m do solo, igual ou superior a 10cm. A amostragem foi acrescida de outras coletas de material fértil, realizadas em caminhadas na área. A identificação foi realizada por meio de comparação com exsicatas do herbário VIC da UFV e consultas a especialistas quando necessário.

2.4. Síndromes de Dispersão de Sementes

Para a caracterização das síndromes de dispersão foram utilizados os critérios e categorias propostas por Van Der Pijl (1982), reunidos em três grupos básicos: espécies anemocóricas (vento); zoocóricas (animais) e autocóricas (gravidade ou deiscência explosiva). Foram utilizados como referências os estudos de Morellato & Leitão-Filho (1992), Tabarelli et al. (1994) e Carmo & Morellato (2000).

2.5. Classificação Sucessional das Espécies

As espécies foram agrupadas em categorias sucessionais: pioneiras, secundárias iniciais, e secundárias tardias, conforme a classificação proposta por Gandolfi et al (1995) e utilizando-se como base os trabalhos de Martins & Rodrigues (2002), Martins et al. (2002) e Martins et al. (2004).

2.6. Similaridade Florística

Para a comparação florística com outros remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual, foram reunidos 9 trabalhos de florística e fitossociologia, de floresta em estádios sucessionais distintos. A partir de uma matriz de dados binários (presença e ausência) das espécies das 10 áreas, produziu-se uma matriz de coeficientes de similaridade de Jaccard (Valentim, 2000). Para interpretar as similaridades florísticas entre as áreas empregou-se uma análise de agrupamento, pelo método média de grupo (UPGMA) e ligação completa (Valentim, 2000). Todas as análises foram realizadas com o programa FITOPAC (Shepherd, 1996). A validação dos nomes das espécies foi feita utilizando a base de dados fornecida pelo Missouri Botanical Garden (www.mobot.org).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Análise do Substrato

O solo da área foi caracterizado como Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, sendo o horizonte Bw pouco espesso. No topo da encosta percebe-se a exposição do horizonte C, devido à intensa erosão. Ao longo da encosta, pela deposição do estéril sobre o horizonte A, desenvolveu-se um horizonte A pouco espesso advindo da vegetação, havendo então um horizonte enterrado. O perfil no topo apresenta somente o horizonte C devido à intensa erosão. Nos dois perfis da encosta (terço médio e inferior) há uma diferenciação clara entre o material de origem do solo (horizonte C), a camada de estéril e o solo original enterrado (Figura 3).

A camada de estéril mostrou profundidade variável (0 a 25cm), onde já se percebe o desenvolvimento de um horizonte A (0 a 2 cm). Esse fato pode estar relacionado com a abundância de espécies pioneiras na área, favorecendo a maior produção de serapilheira e conseqüentemente a maior incorporação de matéria orgânica no solo. Isso foi constatado em clareiras de uma Floresta Estacional Semidecidual de Campinas, SP, onde a produção de serapilheira foi relacionada com a dominância de pioneiras (Martins & Rodrigues, 2002). Em estudo realizado em área de mineração de bauxita na Amazônia, a ação da matéria orgânica é apontada como responsável pelo sucesso da revegetação da área (Parrota et al., 1997). Como , a matéria orgânica do solo é a principal fonte de nutrientes minerais para as plantas (Franco et al., 1992), a sua incorporação proveniente da serapilheira depositada, sugere ser a fonte nutricional para a manutenção da vegetação sobre a camada de estéril.

A textura da camada de depósito (perfil 2) e do horizonte C (perfis 2 e 3) é bem arenosa variando na quantidade de areia fina e grossa (Quadro 1). Aliado a isso, esse material

apresenta-se muito friável, facilitando os processos erosivos, determinando áreas com erosões variáveis, de laminares até voçorocas, presentes no interior da mata. Entretanto, essa condição de friabilidade, pode estar favorecendo o estabelecimento da vegetação por facilitar a germinação e o desenvolvimento vegetal. Segundo Teixeira & Filho (2002), estudando uma área de mineração de ferro, o aumento do porte das plantas foi relacionado ao aumento da friabilidade dos solos. Uma textura mais argilosa foi encontrada apenas para os horizontes do solo soterrado (A e Bw, perfil 2), refletindo sua estrutura mais antiga.

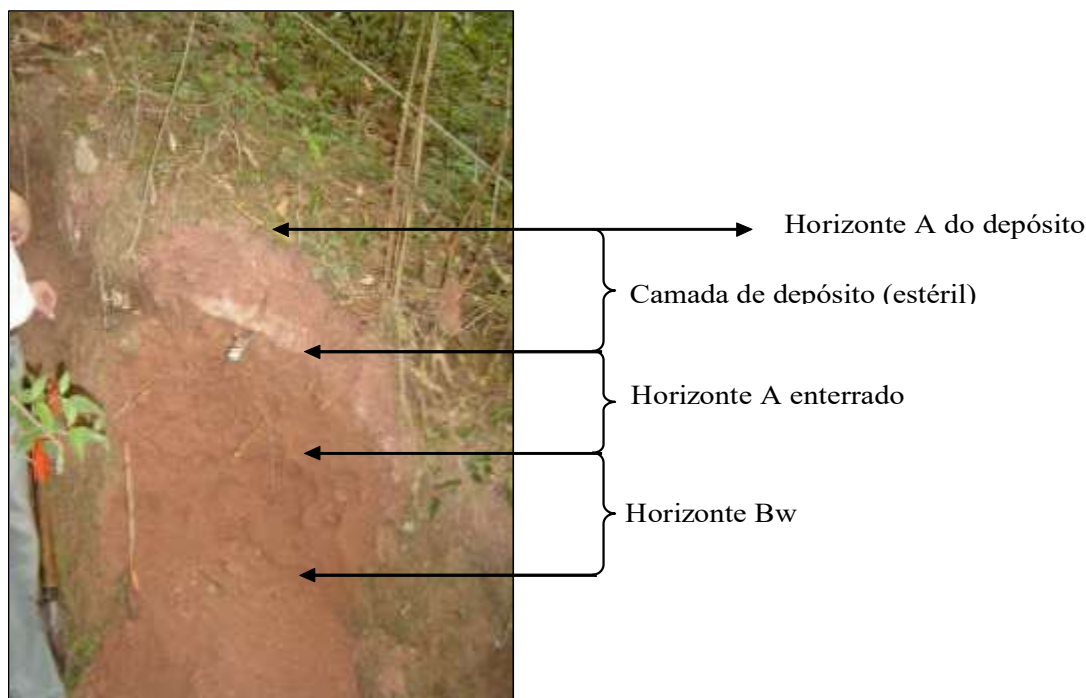


FIGURA 3. Perfil da encosta mostrando a camada de estéril e o horizonte “original” enterrado, obtido no terço médio da encosta.

QUADRO 1. Resultados das análises físicas da área degradada por mineração de caulim, Brás Pires, MG

Variáveis Físicas	Perfis/ horizontes						
	P1	P2				P3	
	C	Ad	D	A	BW	A	C
Profundidade (cm)	0-5+	0-2	2-20	20-25	25+	0-10	40-60
Areia grossa (dag.kg ⁻¹)	35	45	48	41	39	47	54
Areia fina (dag.kg ⁻¹)	30	9	8	6	7	12	18
Silte (dag.kg ⁻¹)	33	27	27	18	16	22	14
Argila (dag.kg ⁻¹)	2	19	17	35	38	19	14
Classe textural	Franco arenosa	Franco arenosa	Franco arenosa	Argilo arenosa	Argilo arenosa	Franco arenosa	Franco arenosa

P= perfil, C = horizonte remanescente da rocha, Ad= horizonte A do depósito, D = camada do depósito – estéril, BW = horizonte latossólico, A = horizonte A original

Os resultados das análises químicas estão sumarizados no Quadro 2. O pH das amostras caracteriza um solo de acidez elevada à média (Alvarez et al., 1999).

Existe um dissenso quanto à influência do pH no estabelecimento vegetal em áreas mineradas. Enquanto Parrotta et al. (1997) e Ruivo et al. (2001) citam que a elevada acidez não é um fator limitante, Johnson et al. (1982) citam que o estabelecimento espontâneo da vegetação em superfícies mineradas ocorreu de acordo com a idade dos sítios e com as diferenças nas propriedades dos solos, principalmente pH e elementos tóxicos.

QUADRO 2. Resultados das análises químicas da área degradada por mineração de caulim, Brás Pires, MG

Variáveis Químicas	Perfis/ horizontes						
	P1 Topo	P2 Terço médio				P3 Terço inferior	
	C	Ad	D	A	BW	A	C
pH (H ₂ O)	5,18	5,38	5,05	5,01	4,96	5,71	5,41
P(mg.dm ⁻³)	3,90	3,70	0,20	0	0	2,10	0,20
P-rem (mg/l)	39,8	54,00	43,6	29,3	46,20	47,00	41,3
K (mg.dm ⁻³)	3,00	61,00	5,00	7,00	3,00	510,00	13,00
Ca ²⁺ (cmol _c .dm ⁻³)	0,07	4,19	0,11	0,02	0,07	1,29	1,08
Mg ²⁺ (cmol _c .dm ⁻³)	0,06	1,39	0,19	0,18	0,13	0,63	0,49
Al ³⁺ (cmol _c .dm ⁻³)	0,80	0,10	0,7	0,80	0,90	0,10	0,10
H+Al (cmol _c .dm ⁻³)	2,60	6,80	3,30	4,60	3,60	5,10	3,00
SB (cmol _c .dm ⁻³)	0,14	5,74	0,31	0,22	0,21	2,05	1,60
t (cmol _c .dm ⁻³)	0,94	5,84	1,01	1,02	1,11	2,15	1,70
T (cmol _c .dm ⁻³)	2,74	12,54	3,61	4,82	3,81	7,15	4,60
V (%)	5,10	45,80	8,60	4,60	5,50	28,70	34,8
m (%)	85,1	1,70	69,3	78,4	81,1	4,70	5,90
MO (dag.kg ⁻¹)	6,38	12,36	6,38	7,12	6,85	7,93	6,65

P= perfil, C = horizonte remanescente da rocha, Ad= horizonte A do depósito, D = camada do depósito – estéril, BW = horizonte latossólico, A = horizonte A original.

Skousen et al. (1994), comparando sítios com diferentes valores de acidez, constataram diferença significativa na colonização vegetal em função do pH. Portanto, é sugerido que outros fatores, atuando isoladamente ou em conjunto com esse caráter, sejam mais decisivos na colonização vegetal.

A capacidade de troca catiônica efetiva foi considerada baixa para todas as camadas exceto para o horizonte A do depósito no Perfil 2, onde foi considerado bom, segundo critério de Alvarez et al. (1999). O maior valor em saturação de alumínio (85%) foi encontrado para o terço superior no perfil 1. A camada mais superficial (0-2cm) onde se formou o horizonte A da camada de estéril, apresentou os maiores valores para a maioria das variáveis medidas,

assim, daí, pode-se inferir que o papel da ciclagem de nutrientes nesse sistema tem sido fundamental para a manutenção da vegetação.

3.2. Levantamento Florístico

O levantamento florístico totalizou, 64 espécies distribuídas em 50 gêneros e 30 famílias. Uma morfo-espécie foi identificada apenas em nível genérico e uma em nível de família (Quadro 3). A família mais rica foi Leguminosae, com 11 espécies (Papilionoideae com 6, Mimosoideae com 3 e Caesalpinioideae com 2), seguida de Annonaceae com 5, Lauraceae e Melastomataceae com 4 espécies cada. Asteraceae e Bignoniaceae contaram com 3 espécies, Monimiaceae, Moraceae, Cecropiaceae, Erythroxylaceae, Myrtaceae e Piperaceae foram representadas por 2, e as demais apresentaram apenas 1 espécie.

QUADRO 3. Espécies arbustivo-arbóreas amostradas em área degradada por mineração de caulim, em Brás Pires, MG, apresentada por ordem alfabética de famílias e gêneros. NV: nome vulgar; CS: Categorias sucessionais (P = pioneira, SI = secundária inicial, ST = secundária tardia, SC = sem classificação); SD: Síndrome de dispersão de sementes (ZOO = zoocórica, ANE = anemocórica, AUT = autocórica, DESC = desconhecida)

Famílias/ Espécies	NV	CS	SD
ANACARDIACEAE			
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeirinha	P	ZOO
ANNONACEAE			
<i>Annona cacans</i> Warm.	Araticum-cagão	SI	ZOO
<i>Rollinia laurifolia</i> Schlecht.	Araticum-bravo	SI	ZOO
<i>Rollinia sylvatica</i> Mart.	Araticum-do-mato	SI	ZOO
<i>Xylopia brasiliensis</i> Sprengel	Pindaíba	SI	ZOO
<i>Xylopia sericea</i> St. Hill.	Pimenteira	SI	ZOO
ASTERACEAE			
<i>Piptocharpha macropoda</i> Baker	Pau-fumo	P	ANE
<i>Vernonanthura diffusa</i> (Less).M. Robinson	Pau-fumo	P	ANE
Indeterminada 1	-	P	ANE
BIGNONIACEAE			
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Caroba-do-mato	P	ANE
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	Caroba-do-mato	SI	ANE
<i>Sparatosperma leucantum</i> K. Schum	Cinco-folhas-brancas	SI	ANE
CECROPIACEAE			
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq	Embaúba-branca	P	ZOO
<i>Cecropia glaziovii</i> Sneath	Embaúba-vermelha	P	ZOO
CLUSIACEAE			
<i>Vismia magnoliaefolia</i> Cham. Schlecht.	Ruão	P	DESC
COMBRETACEAE			
<i>Terminalia brasiliensis</i> (Cambess. ex A. St.Hill.) Eichler.	-	SC	ANE

continua...

QUADRO 3. Continuação.

ERYTHROXYLACEAE				
<i>Erythroxylum pelleterianum</i> St. Hill.	Sessenta-e-um	SI	ZOO	
<i>Erythroxylum</i> cf. <i>citrifolium</i> St. Hill.	-	SC	ZOO	
EUPHORBIACEAE				
<i>Hyeromima alchorneoides</i> Fr. Allem.	Liquerana	SI	ZOO	
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	Canudo-de-pito	P	AUT/ZOO	
<i>Manihot pilosa</i> Pohl	Mandioca do mato	P	DESC	
<i>Sapium glandulosum</i> (Vell.) Pax	Leiteiro	P	ZOO/AUT	
FLACOURTIACEAE				
<i>Casearia sylvestris</i> Swartz	Espeto	P	ZOO	
LACISTEMATAACEAE				
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	Espeto-vermelho	SI	DESC	
LAURACEAE				
<i>Ocotea</i> cf. <i>diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	-	SC	ZOO	
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	Canela-preta	SI	ZOO	
<i>Persea</i> sp.	-	SC	ZOO	
<i>Nectandra opositifolia</i> Ness	Canela-amarela	SI	ZOO	
LEGUMINOSAE Caesalpinioideae				
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Óleo-copaíba	SI	ZOO	
<i>Senna macranthera</i> (DC. Ex Collad.) Irwin & Barneby	Fedegoso	P	AUT	
LEGUMINOSAE Mimosoideae				
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	Angico-vermelho	SI	ANE	
<i>Piptadenia gonoacantha</i> Mart.	Pau-jacaré	SI	ANE	
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) Lewis & Lima	Angico-branco	SI	ANE	
LEGUMINOSAE Papilionoideae				
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allem.	Jacarandá-da-Bahia	SI	ANE	
<i>Dalbergia variabilis</i> Vogel	-	SC	ANE	
<i>Machaerium brasiliensis</i> Vog	-	SI	ANE	
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Bico-de-pato	P	ANE	
<i>Machaerium stipitatum</i> Vog	Feijão-cru	SI	ANE	
<i>Platypodium elegans</i> Vog	Jacarandá-branco	SI	ANE	
MELASTOMATAACEAE				
<i>Leandra niangaeformis</i> Cogn.	-	P	ZOO	
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	-	P	ZOO	
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	Quaresminha-branca	SI	ZOO	
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	Quaresmeira	P	ANE	
MELIACEAE				
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro	SI	ANE	
MENISPERMACEAE				
<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	-	SC	ZOO	
MONIMIACEAE				
<i>Siparuna guianensis</i> Aublet	Negramina	ST	ZOO	
<i>Siparuna minutiflora</i> Perk	-	ST	ZOO	
MORACEAE				
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	Figueira	SC	ZOO	
<i>Ficus enormis</i> (Mart. ex Miq.) Mart.	Figueira	ST	ZOO	
MYRSINACEAE				
<i>Myrsine ferruginea</i> (Mart.) Mez.	Canela-azeitona	SI	ZOO	

continua...

QUADRO 3. Continuação.

MYRTACEAE			
<i>Myrcia fallax</i> (Richard) DC.	-	SI	ZOO
<i>Psidium rufum</i> DC.	Araçá	SC	ZOO
PALMAE			
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Jerivá	SI	ZOO
PIPERACEAE			
<i>Ottonia cf. propinqua</i> Miq.	-	P	ZOO
<i>Piper</i> sp.	-	SC	ZOO
RUBIACEAE			
<i>Coutarea hexandra</i> (Jack.) K. Schum.	Guiné-do-mato	ST	ZOO
RUTACEAE			
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Mamica-de-porca	SI	ZOO
SAPIDANCEAE			
<i>Matayba eleagnoides</i> Radlk.	Camboatá-branco	SI	ZOO
SOLANACEAE			
<i>Brunfelsia brasiliensis</i> (Spreng.) L. B. SM. & Downs	Manacá	SI	ZOO
<i>Cestrum coriaceum</i> Miers	-	SC	ZOO
<i>Solanum cernum</i> Vell.	Braço-de-mono	P	ZOO
<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	Pau-mercúrio	P	ZOO
TILIACEAE			
<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	Açoita-cavalo	SI	ANE
ULMACEAE			
<i>Trema micrantha</i> Blume	Crindiúva	P	ZOO

Machaerium foi o gênero com maior número de espécies (3). *Cecropia*, *Xylopia*, *Solanum*, *Jacaranda*, *Miconia*, *Dalbergia*, *Erythroxylum*, *Siparuna*, *Ficus*, *Rollinia* e *Ocotea* apresentaram 2 espécies cada, enquanto os 38 restantes apresentaram somente 1 espécie.

Em trabalhos desenvolvidos na região de Viçosa, constatou-se que as famílias com maior número de espécies foram Leguminosae (Caesalpinioideae, Mimosoideae e Papilionoidea), Myrtaceae, Rubiaceae, Lauraceae e Euphorbiaceae (Paula et al., 2002; Meira Neto & Martins, 2002; Irsigler, 2002; Marangon et al., 2003; Ribas et al. 2003; Silva et al., 2003). Resultados semelhantes foram encontrados por Leitão-Filho (1982), para Florestas Semidecíduais no Estado de São Paulo, onde se destaca a riqueza das famílias Leguminosae, Myrtaceae, Lauraceae e Rubiaceae. Em outras Florestas Estacionais Semidecíduais na região sudeste de Minas Gerais (Oliveira-Filho & Machado, 1993; Oliveira-Filho et al., 1994), relatam as famílias mais ricas como sendo Leguminosae, Lauraceae, Myrtaceae, Euphorbiaceae e Annonaceae.

Apesar desse padrão se estender nessa tipologia florestal, existe uma variação na ordem de riqueza entre famílias nas diferentes áreas estudadas, diferindo de acordo com características ambientais e do histórico de uso de cada ambiente. A área de estudo já

apresenta uma composição florística diversificada, com uma riqueza aparente considerando o atual estágio do processo de regeneração natural.

Colabora para o desenvolvimento da vegetação na área, a proximidade com fragmentos de floresta secundária, que contribuem na dispersão de sementes. Tal evento possui papel determinante na riqueza da regeneração em áreas de mineração de bauxita na Amazônia (Parrota et al., 1997) e no Mato Grosso (Rodrigues et al., 2004), confirmando a importância da conservação de fragmentos florestais remanescentes para a restauração de áreas degradadas.

3.4. Síndromes de Dispersão de Sementes

A principal síndrome de dispersão é a zoocórica, observada em 62% das espécies que se encontram na área. A anemocoria contribuiu com 28,7%, enquanto as 9% restantes são autocóricas ou sem classificação (Quadro 3). Esses resultados diferem bastante dos encontrados em florestas tropicais úmidas em estágio avançado de sucessão. Nestas florestas, a zoocoria chega a alcançar 98,7% das espécies (Tabarelli & Peres, 2002). Entretanto, diferenças na composição florística entre florestas em diferentes estágios sucessionais, são acompanhadas por alterações na importância relativa dos agentes de dispersão de sementes (Finegan & Delgado, 2000).

Contudo, o predomínio de espécies zoocóricas pode ser um indicador da função essencial que a fauna exerce na dispersão de sementes de remanescentes próximos para a área degradada, contribuindo para a regeneração florestal. (Parrota et al., 1997; Wunderle Jr., 1997; Medellín & Gaona, 1999).

A proximidade de fragmentos florestais e a presença de 2 indivíduos de grande porte de *Piptadenia gonoacantha* e 2 de *Anadenanthera peregrina* remanescentes, certamente contribuíram para estimular a ornitocoria e quiropterocoria na área estudada servindo de poleiros para essa fauna. Árvores remanescentes em paisagens degradadas funcionam como locais de pouso durante o deslocamento de pássaros entre fragmentos do entorno podendo contribuir com a sucessão secundária nestas áreas (Guevara et al., 1986). Além disso, a presença desses indivíduos remanescente, anemocóricos, possivelmente promoveu a dispersão de sementes para a colonização da área, considerando-se a alta taxa de espécies anemocóricas (28,7%) encontrada.

3.5. Classificação Sucessional das Espécies

Predominam as espécies consideradas de início de sucessão, com 43,75% de espécies secundárias iniciais e 36% de pioneiras, que perfazem juntas 80% do total das espécies amostradas (Figura 4). As espécies secundárias tardias contribuíram com baixos valores, 7,81%. A maior riqueza de espécies secundárias iniciais caracteriza uma fase de transição da floresta pioneira para a secundária.

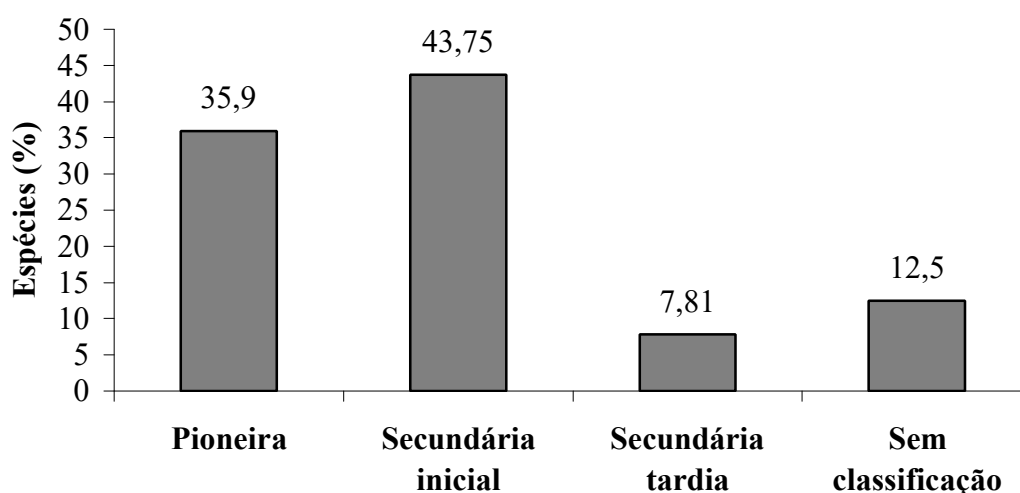


FIGURA 4. Distribuição das espécies amostradas em área degradada por mineração de caulim, em Brás Pires, MG, em categorias sucessionais.

As novas condições ecológicas, especialmente sombreamento, favorecem o estabelecimento de espécies secundárias tardias, caracterizando um típico modelo de facilitação (Connell & Slatyer, 1977). Nesse sentido, a família Leguminosae, a mais rica nesse estudo, possui um papel singular na recuperação de áreas degradadas. Esta família agrega características importantes na ativação e regulação dos recursos disponíveis permitindo o surgimento de espécies mais exigentes (Campello, 1998). Tal efeito ajuda a explicar a presença de espécies típicas de estádios sucessionais mais avançados na área de estudo, apesar da degradação a que foi submetida.

3.6. Similaridade Florística

Os trabalhos utilizados para a comparação são apresentados no Quadro 4. As relações florísticas são visualizadas nos dendrogramas gerados pelos métodos Média de Grupo (UPGMA) e Ligação Completa (Figura 5a e 5b respectivamente).

QUADRO 4. Características ambientais, ecológicas e métodos de amostragem das 10 áreas utilizadas para a determinação da similaridade florística: número de espécies encontradas (Nsp); índice de diversidade (H'); método utilizado e esforço amostral (Met); critério de inclusão em cm (Crit); altitude em m (Alt); pluviosidade anual em mm (Pluv)

Local	Nsp	H'	Met	Crit	Alt	Pluv	Área estudada	Situação ecológica	Fonte
A	64	2,75	Parcelas 0,5ha	CAP = 10	784 a 825	1200 a 1500	Fazenda Boa Esperança (Brás Pires/MG)	Regeneração natural em área de estéril de caulim (sobre pastagem), 20 anos	Este trabalho
B	233	4,44	Parcelas 1ha	CAP = 10	650 a 800	1221,4	Fazenda Bom Sucesso (Viçosa /MG)	Mata primitiva (Floresta madura)	Irsigler (2002)
C	67		Parcelas 0,2ha	CAP = 05	650 a 800	1221,4	Sítio Palmital (Viçosa /MG)	Regeneração natural, cultura de café abandonada há 30 anos submetida à corte e queima a 15 anos	Ribas et al. (2003)
D	69		Parcelas 0,2 ha	CAP = 05	650 a 800	1221,4	Sítio Palmital (Viçosa /MG)	Regeneração natural, cultura de café abandonada há 30 anos	Ribas et al. (2003)
E	154		Parcelas 1ha	CAP = 10	651 a 800	1221,4	Mata da Silvicultura (Viçosa/MG)	Regeneração natural em estágio avançado, 60 anos	Meira Neto & Martins (2002)
F	197		Coletas aleatórias		652 a 800	1221,4	Mata da Pedreira (Viçosa/MG)	Regeneração natural em área de uso agrícola e pedreira, abandonada há 40 anos	Marangon et al. (2003)
G	94		Parcelas 1ha	CAP = 15	653 a 800	1221,4	Mata da Biologia (Viçosa /MG)	Regeneração natural, cultura de café abandonada há 78 anos	Paula et al. (2002)
H	123		Quadrante 158 pontos	CAP = 15	654 a 800	1248	Fazenda São Geraldo (Viçosa /MG)	Mata preservada há 30 anos, sem histórico de uso anterior	Silva et al. (2003)
I	89	3,07	Quadrante 100 pontos	CAP = 15	655 a 800		Hidrelétrica de Pilar (Ponte Nova /MG)	Mata em estágio avançado de sucessão secundária, sem histórico de uso anterior	Meira Neto et al. (1997)
J	66	3,39	Parcelas 0,6ha	CAP = 15	656 a 800	1500	Vale do Paraíba (Cruzeiro/SP)	Regeneração natural em área de pastagem abandonada, 30 anos	Martins et al. (2002)

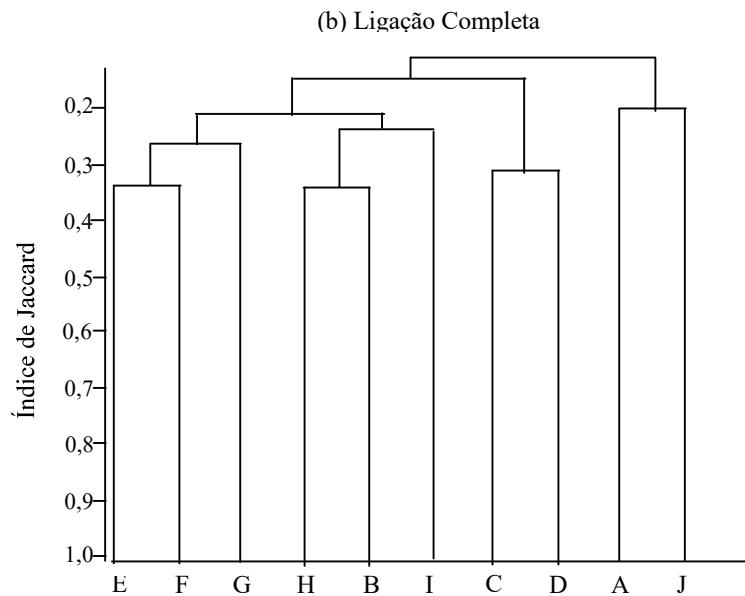
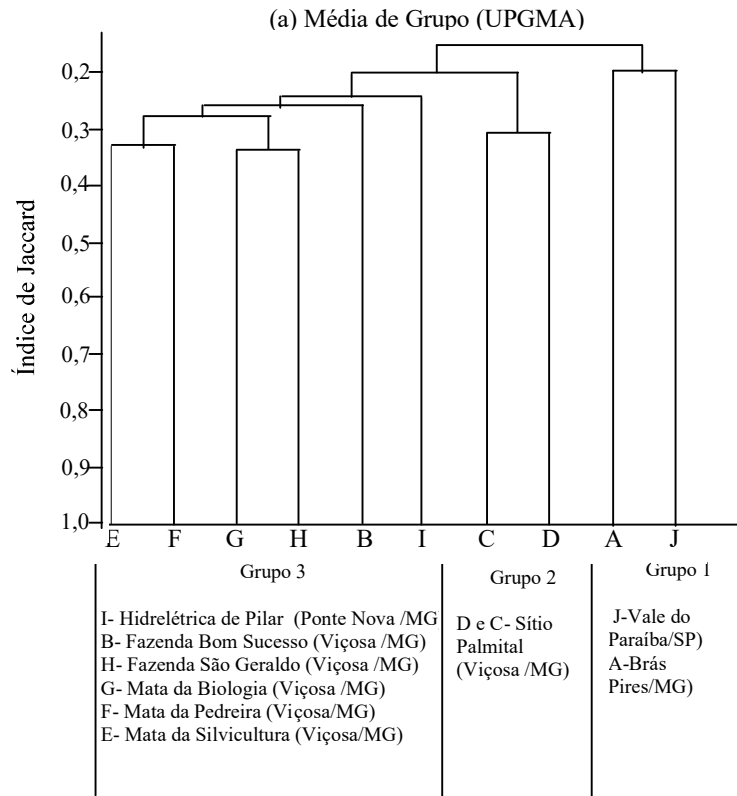


FIGURA 5. Dendrogramas obtidos pelos métodos UPGMA (a) e ligação completa (b) entre dez áreas de Floresta Estacional Semidecidual da região de Viçosa e São Paulo. As letras correspondem aos locais referenciados no Quadro 4.

A análise gráfica mostra a formação de três grupos distintos que se ligam com um baixo índice de similaridade (Mueller Dombois & Ellenberg, 1974; Valentim, 2000), destacando a baixa semelhança florística entre as áreas.

O primeiro grupo é formado por Cruzeiro, SP (J) e Brás Pires, MG (A), unidos por um baixo índice de similaridade, próximo a 20%. As espécies de ligação dessas áreas foram *Vernonia diffusa*, *Trema micrantha*, *Tibouchina granulosa*, *Syagrus romanzoffiana*, *Siparuna guianensis*, *Senna macranthera*, *Sapium glandulatum*, *Platipodium elegans*, *Piptadenia gonoacantha*, *Ocotea corymbosa*, *Myrsine ferruginea*, *Machaerium nictitans*, *M. stipitatum*, *Luehea grandiflora*, *Cecropia hololeuca* e *Casearia sylvestris*.

Cabe ressaltar que neste grupo a maioria das espécies é pioneira, com potencial ou já em uso em projetos de recuperação de áreas degradadas.

A similaridade entre essas áreas, apesar da distância, provavelmente está relacionada ao histórico de uso e tempo de regeneração (pastagem abandonada, 30 anos), diferente de áreas mais próximas (C e D), onde houve cultura de café e queima.

Para o segundo grupo, Sítio Palmital em Viçosa (C e D) a proximidade e o histórico semelhante foram determinantes na similaridade. *Cecropia glaziovi*, *C. hololeuca*, *Dalbergia nigra*, *Ficus guaranitica*, *Lacistema pubescens*, *Machaerium brasiliensis*, *Rollinia laurifolia*, *Siparuna guianensis*, *Vernonia diffusa*, *Sparattosperma leucanthum*, *Zanthoxylum rhoifolium* e *Xylopia sericea* uniram essas áreas.

O terceiro grupo, formado pelas áreas E, F, G, H, B e I, respectivamente Mata da Silvicultura, Mata da Pedreira, Mata da Biologia, Fazenda São Geraldo, Fazenda Bom Sucesso todas em Viçosa/MG e Hidrelétrica de Pilar em Ponte Nova /MG, caracteriza-se por florestas em estágio avançado de sucessão sem histórico recente de perturbação antrópica. Essas áreas mostram-se com uma tendência de se aproximarem da floresta mais primitiva (B) onde predominam espécies secundárias tardias como *Hortia arborea*, *Nectandra lanceolata* e *Ocotea odorifera*.

Enquanto a ampla distribuição das espécies presentes na área de estudo condiciona alguma semelhança com as outras áreas, o histórico de utilização particular de cada área e a diferença nos critérios de inclusão, bem como diferenças no método e esforço amostral, podem ter sido determinantes na dissimilaridade.

As espécies *Dalbergia nigra*, *Sparattosperma leucanthum* e *Zanthoxylum rhoifolium* estiveram presentes em todas as áreas, formando a ligação entre elas.

As espécies exclusivas encontradas nesse estudo foram *Brunfelsia brasiliensis*, *Cestrum coriaceum*, *Erythroxylum* cf. *citrifolium*, *Jacarandá micrantha*, *J. puberula*, *Leandra*

niangaeformis, *Miconia albicans*, *Ocotea cf. diospyrifolia*, *Ottonia propinqua*, *Psidium rufum*, *Siparuna minutiflora* e *Vismia magnoliaefolia*.

A diversidade de espécies na área, possivelmente garantindo dispersão de sementes e recursos para a fauna, destaca a importância da continuidade da conservação da área, principalmente, através do seu isolamento de fatores de degradação como fogo e gado.

4. CONCLUSÕES

A análise do substrato revelou o início de formação de um horizonte A, proveniente da incorporação de material orgânico via serapilheira depositada, condicionando uma melhora geral no *status* nutricional e permitindo a sustentação de uma vegetação florestal.

A composição florística mostra uma floresta em transição da etapa seral pioneira para secundária, pelo predomínio de espécies secundárias iniciais, indicando o avanço da sucessão secundária.

A síndrome de dispersão que prevalece é a zoocórica, revelando a importância da presença de fragmentos próximos como fonte de propágulos e o papel da fauna dispersora na recuperação de áreas degradadas. Entretanto, a taxa de anemocoria foi elevada, provavelmente condicionada pela permanência das quatro matrizes de dispersão anemocórica, que já existiam no local. Isso pode indicar, que a colonização da área tenha se iniciado pelos propágulos dessas matrizes, ou seja, por espécies anemocóricas.

A baixa similaridade com os fragmentos comparados foi condicionada ora pela distância entre eles, ora pelo estágio sucessional, bem como pelo histórico de uso particular de cada área.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVAREZ, V.V.H. et al. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P.T.G.; ALVAREZ, V.V.H. (Eds.) **Recomendações para uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. Viçosa: CFSEMG. 1999. p. 25-32.

BARTH, R.C. **Avaliação da recuperação de áreas mineradas no Brasil**. Viçosa: UFV, 1989. 41p. (Boletim Técnico SIF, nº1).

CAMPELLO, E.F.C. Sucessão vegetal na recuperação de áreas degradadas. In: DIAS, L.E., MELLO, J. W. (Eds.). **Recuperação de Áreas Degradadas**. Viçosa: UFV, SOBRADE, 1998. p.184-196.

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. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: FAPESP, 2000. p. 125-141.

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

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro. 1999. 212p.

FINEGAN, B., DELGADO, D. Structural and floristic heterogeneity in a 30-year-old Costa Rican rain forest restored on pasture through natural secondary succession. **Restoration Ecology**, v. 8, n.4, p.380-393, 2000.

FRANCO, A.A. et al. Revegetação de solos degradados. Seropédica: EMBRAPA/CNPBA. (Comunicado técnico nº 9), p. 1-9, 1992.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. F.; BEZERRA, C.L.F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, p.753-767, 1995.

GUEVARA, S.; PORATA, S.E.; MAAREL, E.V.der. The role of remnant forest trees in tropical secondary succession. **Vegetation**,V.66, p.77-84, 1986.

IBAMA. **Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração: técnicas de revegetação**. Brasília, 1990. 96p.

IRSIGLER, D.T. **Composição florística e estrutura de um trecho primitivo de Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG**. 2002. 64p. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2002.

JOHNSON, F.L.; GIBSON, D. J.; RISSER, P.G. Revegetation of unreclaimed coal strip-mines in Oklahoma. **Journal of Applied Ecology**, v. 19, p. 453-463, 1982.

LEITÃO-FILHO, H.F. Aspectos taxonômicos das florestas do Estado de São Paulo. **Silvicultura em São Paulo**, v. 16, n. 1, p. 197-206, 1982.

LORENZO, J.S. **Regeneração natural de uma área minerada de bauxita em Poços de Caldas, Minas Gerais**. 1991. 151p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 1991.

LUGO, A.E. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. **Forest Ecology and Management**, v.99, p.09-19, 1997.

MARANGON, L.C.; SOARES, J.J.; FELICIANO, A.L. Florística arbórea da Mata da Pedreira, município de Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v.27, n.2, p.207-216, 2003.

MARTINS, S.V. et al. Colonization of gaps produced by death of bamboo clumps in a Semideciduous Mesophytic Forest in Sout-eastern Brazil. **Plant Ecology**, v.172, p.121-131, 2004.

MARTINS, S.V.;COUTINHO, M.P.; MARANGON, L.C. Composição florística e estrutura de uma floresta secundária no município de Cruzeiro, SP. **Revista Árvore**, v. 26, n. 1, p. 35-41, 2002.

MARTINS, S.V.; RODRIGUES, R.R. Gap-phase regeneration in Semideciduous Mesophytic Forest, south-eastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 163, p. 51-62, 2002.

MEDELLÍN, R.A.; GAONA, O. Seed dispersal by bats and birds in forest and disturbed habitats of Chiapas, México. **Biotropica**, v.31, n.3, p.478-485, 1999.

MEIRA NETO, J.A.A., MARTINS, F.R. Composição florística de uma floresta estacional semidecidual Montana no município de Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v. 26, n. 4, p. 437-446, 2002.

MEIRA NETO, J.A.A. et al. Estrutura de uma floresta estacional semidecidual submontana em área diretamente afetada pela usina hidrelétrica de Pilar, Ponte Nova, Zona da Mata de Minas Gerais. **Revista Árvore**, v.21, n.3, p.338-344, 1997.

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

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

NATALI, P.P.; VIANA, R.F.; FORTES, V.M. Proposta para recuperação ambiental da área de cava e adjacências da mineração de caulim na fazenda Boa Esperança, em Brás Pires – MG. In: Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, 3;1997,Ouro Preto. **Anais...** Viçosa: UFV:1997. p. 214-224.

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

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; MACHADO, J.N.M. Composição florística e estrutura comunitária de um remanescente de floresta semidecídua montana, na serra de São José, Tiradentes, Minas Gerais. **Acta Botânica Brasilica**, v. 7 n. 2, p. 71-88, 1993.

PARROTA, J.A.; KNOWLES, O. H.; WUNDERLE JR, J.M. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forest on a bauxite mined site in Amazônia. **Forest Ecology and Management**, v.99, p.21-42, 1997.

PAULA, A. et al. Alterações florísticas ocorridas num período de quatorze anos na vegetação arbórea de uma floresta estacional semidecidual em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v.26, n.6, p.743-749, 2002.

RIBAS, R.F. et al. Composição florística de dois trechos em diferentes etapas serais de uma floresta estacional semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v.27, n.6, p.821-830, 2003.

RODRIGUES, R.R; MARTINS, S.V.; BARROS, L.C. Tropical Rain Forest regeneration in an area degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.190, p.323-333, 2004.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. In: DIAS, L.E., MELLO, J.W. (Eds.). **Recuperação de Áreas Degradadas**. Viçosa: UFV, SOBRADE, 1998. p.203-215.

RUIVO, M.L.P.; BARROS, N.F.; SCHAEFFER, C.E.R. Vegetação, biomassa microbiana e características do solo como indicadores de reabilitação de áreas mineradas na Amazônia Oriental, Belém. **Revista de Ciências Agrárias**, n.36, p.137-160, 2001.

SILVA, A. et al. Composição florística e grupos ecológicos das espécies de um trecho de floresta semidecídua submontana da Fazenda São Geraldo, Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v.27, n.3, p.311-320, 2003.

SHEPHERD, G.J. **Fitopac 1, manual do usuário**. Campinas, SP: UNICAMP, 1996, 96p.

SKOUSEN, J.G.; JOHNSON, C.D.; GARBUTT, K. Natural revegetation of 15 abandoned mine land sites in west Virginia. **Journal Environmental Quality**, v. 23. p. 1224-1230, 1994.

TABARELLI, M.; VILLANI, J.P.; MANTOVANI, W. Estudo comparativo da vegetação de dois trechos de floresta secundária no Núcleo Santa Virgínia, Parque Estadual da Serra do Mar, SP. **Revista do Instituto Florestal**, v.6, p.1-11, 1994

TABARELLI, M. & PERES, C. A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest – implications for forest regeneration. **Biology Conservation**, .106 (2), p.165-176, 2002.

TEIXEIRA, W.A.; FILHO, J.P.L. Fatores edáficos e a colonização de espécies lenhosas em uma cava de mineração de ferro em Itabirito, MG. **Revista Árvore**, v. 26, n.1, p. 25-33, 2002.

VALENTIM, J.L. **Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados**. Editora Interciências, Rio de Janeiro, 2000.

VAN DER PIJL, P. **Principles of dispersal in higher plants**. 3.ed. Berlim: Springer-Verlag, 1982. 213p.

WUNDERLE Jr. J.M. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, v. 99, p. 233-235, 1997.

CAPÍTULO II

**ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA COLONIZADORA
DE UMA ÁREA DEGRADADA POR MINERAÇÃO DE CAULIM, BRÁS
PIRES, MG¹.**

RESUMO - O presente estudo teve por objetivo descrever a estrutura fitossociológica da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, no município de Brás Pires (20°55'S e 43°09'W), MG, visando indicar espécies mais adaptadas para recuperação de áreas degradadas semelhantes. A amostragem fitossociológica contou com 50 parcelas contíguas de 10m X 10m, totalizando 0,5 ha. Foram incluídos todos os indivíduos com circunferência do tronco a 1,30m do solo (CAP) igual ou superior a 10cm. O levantamento resultou em 1010 indivíduos, pertencentes a 47 espécies, distribuídos em 40 gêneros e 25 famílias. Destacaram-se em valor de importância *Piptadenia gonoacantha*, *Luehea grandiflora*, *Anadenanthera peregrina*, *Cecropia glaziovii*, *Cecropia hololeuca* e *Xylopia brasiliensis*. A análise da distribuição dos indivíduos em classes de diâmetro revelou uma comunidade em plena regeneração, com representação em todas as classes diamétricas.

Palavras-chave: Fitossociologia, restauração de áreas degradadas, mineração, regeneração natural.

1. INTRODUÇÃO

A restauração de florestas em terras tropicais degradadas é considerada dependente do entendimento do funcionamento dos ecossistemas florestais e dos meios para manejar os processos de sucessão ecológica envolvidos (Lugo, 1997). Nesse contexto, a fitossociologia destaca-se como ferramenta indispensável, pois permite a obtenção de inferências no padrão de distribuição espacial de cada espécie, dado fundamental no planejamento de recuperação de áreas degradadas (Rodrigues e Gandolfi, 1998). Reproduzir este padrão natural, identificado nas comunidades, significa aumentar as chances de sucesso na recuperação do ambiente, bem como reduzir os custos dos projetos, conferindo às áreas degradadas uma condição ecológica mais próxima da original, ou seja, a restauração ecológica. Além disso, o conhecimento de como as plantas se regeneram naturalmente num local degradado, gera subsídios para modelos que visem reduzir ao mínimo, os efeitos sobre o solo e aumentar o processo natural de sua recuperação (Lorenzo et al., 1994).

Aliado ao conhecimento da estrutura das comunidades, a noção do número e distribuição das espécies nos diferentes grupos sucessionais é imprescindível em projetos de recuperação de fragmentos florestais (Rodrigues et al., 2000).

Os estudos básicos sobre a composição florística, a estrutura da comunidade colonizadora e da sucessão de áreas que se encontram abandonadas, depois de ter paralisado o processo de mineração são ferramentas importantes a serem utilizadas para nortear estratégias para o planejamento de recuperação de áreas mineradas (Johnson et al., 1982; Barth, 1989; Lorenzo, 1994; Skousen et al., 1994 e Parrota et al., 1997). No entanto, tais estudos abordando áreas degradadas por mineração de

caulim ainda são raros no Brasil. Desta forma, este trabalho descreve a estrutura fitossociológica da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, em Brás Pires, MG, com vistas a indicar espécies mais adaptadas para recuperação de áreas degradadas semelhantes e identificar fatores responsáveis pela facilitação da regeneração da área.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido na fazenda Boa Esperança, situada à margem esquerda do rio Turvo, município de Brás Pires (20° 54' 25" S e 43° 10' 41" W), distante 60 km de Viçosa, MG (Figura 1). A área da propriedade é de 12,5 ha e a encosta, área alvo do estudo, ocupa aproximadamente 2 ha. Apresenta uma declividade de 35% e altitude que varia de 825m no terço superior a 745m no terço inferior. A atividade minerária, extração de caulim, foi iniciada em 1980 e finalizada em 1985. Nos 20 anos subsequentes, a encosta onde foi depositado o estéril da mineração de caulim, anteriormente utilizada como pastagem, foi isolada e um processo de regeneração natural iniciou-se, estando atualmente ocupada por uma vegetação florestal secundária (Prof. Ismael Eleotério Pires, comunicação pessoal). No topo da encosta percebe-se a exposição do horizonte C, devido à intensa erosão e à própria mineração. Ao longo da encosta, pela deposição do estéril sobre o horizonte A da pastagem que havia no local, desenvolveu-se um horizonte A, pouco espesso, advindo da vegetação colonizadora, havendo, então, horizontes enterrados (Figuras 2 e 3). O solo da área foi caracterizado através de observações em campo, como Latossolo vermelho – amarelo distrófico, sendo o horizonte Bw pouco espesso.

Conforme a classificação de Köppen, o clima da região é Cwb, apresentando verões quentes e úmidos, com pluviosidade anual de 1.200 a 1.500 mm, estação seca curta no inverno e temperatura média anual entre 19,5° e 21,8° C (Natali et al., 1997).

A amostragem fitossociológica foi realizada em 50 parcelas contíguas de 10m X 10m, totalizando 0,5 ha. Foram incluídos todos os indivíduos com circunferência do tronco a 1,30m do solo (CAP) igual ou superior a 10 cm. De cada indivíduo foram anotadas o CAP e a altura total e coletadas



FIGURA 2. Vista da encosta com detalhe para a vegetação alvo do estudo.



FIGURA 3. Vista do topo da encosta onde a mineração foi efetiva, causando exposição do material de origem.

Adotou-se o sistema de classificação de Cronquist (1988) para a apresentação das espécies, com exceção das famílias Caesalpiniaceae, Fabaceae e Mimosaceae, que foram tratadas como subfamílias de Leguminosae. A validação dos nomes das espécies foi feita utilizando a base de dados fornecida pelo Missouri Botanical Garden (www.mobot.org).

Foram excluídos, da amostragem, dois indivíduos remanescentes de grande porte de *Piptadenia gonoacantha* e dois de *Anadenanthera peregrina*, por já existirem na área (pastagem) anteriormente à deposição do estéril. Apesar da importância desses quatro indivíduos no processo de regeneração florestal, como fonte de propágulos, sombra e por servirem de poleiro para a avifauna, sua inclusão nas análises poderia mascarar a interpretação dos resultados de estrutura da vegetação colonizadora pós-degradação.

A partir dos dados coletados, estimou-se o índice de diversidade de Shannon (H'), na base logarítmica natural, a equabilidade (J') (Pielou, 1975) e os parâmetros de densidade, dominância e frequência, absolutos e relativos, valor de importância e cobertura, utilizando o programa Fitopac 1 (Shepherd, 1996). Tais parâmetros foram considerados de acordo com Mueller-Dombois e Ellenberg (1974) e Martins (1991).

As espécies foram agrupadas em categorias sucessionais: pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias, conforme a classificação proposta por Gandolfi et al (1995) e utilizando-se como base os trabalhos de Martins & Rodrigues (2002) e Martins et al. (2002).

Foram elaborados histogramas de frequência das classes de diâmetro para o conjunto de indivíduos vivos amostrados e para as seis espécies com maior valor de importância. O intervalo de classe ideal (IC) para cada situação foi calculado conforme as fórmulas apresentadas por Spiegel (1976), sendo: $IC = A / NC$; $NC = 1 + 3,3 \log N$, onde: A = amplitude de diâmetros; NC = nº de classes; N = N° de indivíduos.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

No estrato arbustivo-arbóreo foram encontrados 1010 indivíduos (969 vivos e 41 mortos). Os indivíduos vivos pertencem a 47 espécies, distribuídas em 40 gêneros e 25 famílias, resultando em uma densidade de 2020 indivíduos/ha e uma área basal total de 6,57 m². O diâmetro máximo encontrado foi de 29,30 cm e a altura máxima estimada foi 20m.

O índice de diversidade de Shannon (H') obtido foi de 2,75, representando uma diversidade baixa quando comparada com florestas pouco perturbadas da região (Meira Neto et al., 1997; Sevilha et al., 2001; Irsigler, 2002). Entretanto, a comparação torna-se mais confiável com áreas que apresentam histórico de degradação semelhante (Martins et al., 2002). Em áreas de mineração de bauxita recuperadas há dez anos, na Amazônia, o índice de diversidade (H') variou de 0,65 a 0,85 (Parrota et al., 1997). Resultados semelhantes foram encontrados em área de mineração de ferro em Mariana, MG, onde os índices variaram de 0,91 a 1,17, de acordo com a idade do sítio (7 a 17 anos) e as espécies utilizadas para a recuperação (Ângelo et al., 2002). Assim, o índice de diversidade alcançado nesse trabalho pode ser considerado alto, levando-se em conta que a única intervenção antrópica de recuperação foi o isolamento da área. Corrobora isso, a tendência de distribuição eqüitativa dos indivíduos, expressa pelo valor de equabilidade (J = 0,71). Entretanto, apesar desse valor ser considerado relativamente alto, três espécies (*Piptadenia gonoacantha*, *Luehea grandiflora* e *Anadenanthera peregrina*), respondem por 53,7% dos indivíduos vivos da área.

Contudo, pode-se considerar que a área detém uma diversidade florística considerável, composta pelas 44 espécies restantes.

As famílias com maior número de indivíduos foram Leguminosae-Mimosoideae (315), Tiliaceae (209), Leguminosae-Papilionoideae (107), Annonaceae (104) e Cecropiaceae (67). As três sub-famílias de Leguminosae juntas tiveram a maior riqueza específica com 11 espécies e 9 gêneros. Completam a seqüência Annonaceae, Melastomataceae, Bignoniaceae, Euphorbiaceae e Lauraceae com 3 espécies cada. As famílias restantes foram representadas por apenas uma espécie (Quadro 1). A riqueza observada na área pode ser explicada pela presença de muitas espécies ocorrendo em baixas densidades, o que segundo Hartshorn (1980), é uma característica de florestas tropicais. Este aspecto vem sendo estudado e incorporado em modelos de reflorestamento (Kageyama et al., 1994).

QUADRO 1. Parâmetros fitossociológicos das famílias amostradas em uma área degradada por mineração de caulim, Brás Pires, MG, DR = densidade relativa; DoR = dominância relativa; FR = freqüência relativa; VI = valor de importância

Famílias	N	Nsp	DR %	DoR %	FR %	VI
Leguminosae Mimosoideae	315	3	31,19	40,96	13,86	86,00
Tiliaceae	209	1	20,69	14,27	12,05	47,01
Leguminosae Papilionoideae	107	6	10,59	9,13	12,35	32,08
Cecropiaceae	67	2	6,63	15,17	10,24	32,05
Annonaceae	104	4	10,3	7,36	8,43	26,1
Morta	41	1	4,06	2,86	7,23	14,15
Flacourtiaceae	39	1	3,86	2,13	4,52	10,51
Melastomataceae	26	3	2,57	1,38	6,33	10,28
Sapindaceae	14	1	1,39	1,14	3,92	6,44
Bignoniaceae	12	3	1,19	1,44	3,01	5,64
Euphorbiaceae	13	3	1,29	0,48	3,01	4,78
Solanaceae	11	2	1,09	0,41	2,11	3,61
Lacistemataceae	10	1	0,99	0,45	2,11	3,55
Erythroxylaceae	9	1	0,89	0,2	2,11	3,2
Lauraceae	8	3	0,79	0,89	1,51	3,18
Anacardiaceae	6	1	0,59	0,19	1,51	2,29
Asteraceae	4	2	0,40	0,51	1,20	2,11
Monimiaceae	5	1	0,50	0,11	1,51	2,11
Rutaceae	1	1	0,10	0,51	0,30	0,91
Leguminosae Caesalpinioideae	2	2	0,20	0,1	0,60	0,90
Rubiaceae	2	1	0,20	0,06	0,60	0,86
Meliaceae	1	1	0,10	0,11	0,30	0,51
Palmae	1	1	0,10	0,07	0,30	0,47
Combretaceae	1	1	0,10	0,02	0,30	0,42
Ulmaceae	1	1	0,10	0,02	0,30	0,42
Moraceae	1	1	0,10	0,02	0,30	0,42

O destaque das leguminosas na área é mais um fato que comprova o papel importante que exercem em ambientes degradados, por atuarem como ativadoras e reguladoras dos recursos disponíveis, permitindo o estabelecimento de espécies mais exigentes (Campello, 1998). Cabe

ressaltar que indivíduos desta família que colonizaram a área, possivelmente estão atuando na melhora das condições edáficas, particularmente a fixação biológica de nitrogênio. Portanto, a presença desta família entre as mais importantes pode estar contribuindo para a regeneração natural da vegetação, gerando um modelo de sucessão por facilitação (Connel & Slatyer, 1977).

As espécies amostradas, com seus respectivos parâmetros fitossociológicos e categorias sucessionais, estão representadas no Quadro 2. *Piptadenia gonoacantha*, *Luehea grandiflora* e *Anadenanthera peregrina* foram às espécies mais expressivas em termos de valor de importância (VI) detendo, juntas, 44,8% desse valor. Na seqüência, as espécies que completam as dez com maior VI são: *Cecropia glaziovii*, *C. hololeuca*, *Xylopia brasiliensis*, *Dalbergia nigra*, *Machaerium nictitans*, *Casearia sylvestris* e *Xylopia sericea* que perfazem 29,3% do VI total. As dez espécies mais importantes são as mesmas que ocuparam as primeiras posições de valor de cobertura (VC). O restante das espécies contribuiu com 25,9% VI.

P. gonoacantha ocupa a primeira posição em VI em virtude da combinação dos elevados valores de densidade (20,50%), freqüência (10,05%) e dominância (34,26%). Apesar de *L. grandiflora* apresentar uma densidade ligeiramente maior (20,69%), sua segunda posição em VI se deve ao valor de freqüência (9,35%) e, principalmente, à dominância (14,21%), cujo valor foi menor que a metade da primeira colocada. O que possivelmente, reflete menor velocidade de crescimento mais semelhante taxa de recrutamento ou estabelecimento em relação a *P. gonoacantha*.

A. peregrina ocupa a terceira posição em VI por apresentar valores intermediários às duas primeiras espécies, principalmente na densidade (10,40%) e freqüência (8,88%), já que sua dominância (6,08%) é baixa. O fato de *P. gonoacantha* e *A. peregrina* possuírem “árvores-mães,” provavelmente favoreceu o recrutamento dessas espécies na área, sendo *P. gonoacantha* mais beneficiada, pois possui o dobro do número de indivíduos. Entretanto, *L. grandiflora* não possui remanescentes na área e se destacou mais do que *A. peregrina*. Apesar das três espécies serem secundárias iniciais Gandolfi et al (1995), Martins & Rodrigues (2002) e Martins et al. (2002), a diferença de comportamento foi marcante entre elas. *P. gonoacantha* demonstrou comportamento de pioneira, crescimento rápido atingindo alta dominância. Isso reflete a dificuldade de se classificar algumas espécies e de se definir a amplitude das categorias sucessionais.

Em seguida, verificam-se valores menores e menos contrastantes, onde as espécies se alternam em função dos mesmos. Uma ligeira exceção é percebida para *X. brasiliensis*, sexta em VI, cuja densidade (5,94%) excede as demais, entretanto sua dominância é baixa (3,45%).

QUADRO 2. Relação das espécies amostradas em uma área degradada por mineração de caulim, Brás Pires, MG, com seus respectivos parâmetros fitossociológicos e categorias sucessionais: CS = categoria sucessional (P = pioneira, SI = secundária inicial, ST = secundária tardia e SC = Sem classificação); 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

Espécie	CS	N	DA ind/ha	DR %	DoA m ² /ha	DoR %	FA %	FR %	VI	VC
<i>Piptadenia gonoacantha</i> Mart.	SI	207	414	20,50	4,55	34,26	86	10,05	64,80	54,76
<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	SI	209	418	20,69	1,87	14,21	80	9,35	44,25	34,91
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	SI	105	210	10,40	0,80	6,08	76	8,88	25,35	16,48
<i>Cecropia glaziovi</i> Miq.	P	42	84	4,16	0,84	6,37	44	5,14	15,67	10,53
<i>Cecropia hololeuca</i> Sneath	P	25	50	2,48	1,15	8,74	32	3,74	14,90	11,22
<i>Xylopia brasiliensis</i> Sprengel	SI	60	120	5,94	0,45	3,45	44	5,14	14,53	9,39
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allem.	SI	35	70	3,47	0,71	5,36	46	5,37	14,20	8,83
Morta		41	82	4,06	0,37	2,85	48	5,61	12,51	6,91
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	P	40	80	3,96	0,29	2,19	48	5,61	11,76	6,15
<i>Casearia sylvestris</i> Swartz	P	39	78	3,86	0,28	2,12	30	3,5	9,49	5,98
<i>Xylopia sericea</i> St. Hill.	P	25	50	2,48	0,21	1,60	28	3,27	7,35	4,08
<i>Platypodium elegans</i> Vog	SI	20	40	1,98	0,16	1,20	26	3,04	6,22	3,18
<i>Matayba eleagnoides</i> Radlk.	SI	14	28	1,39	0,15	1,13	26	3,04	5,56	2,52
<i>Annona cacans</i> Warm.	SI	12	24	1,19	0,16	1,20	18	2,10	4,49	2,39
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	P	13	26	1,29	0,13	0,98	18	2,10	4,37	2,27
<i>Sparatosperma leucantum</i> K. Schum	SI	10	20	0,99	0,18	1,40	16	1,87	4,26	2,39
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	SI	10	20	0,99	0,04	0,33	20	2,34	3,66	1,32
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	SI	10	20	0,99	0,06	0,45	14	1,64	3,07	1,44
<i>Rollinia sylvatica</i> Mart.	SI	7	14	0,69	0,14	1,09	10	1,17	2,95	1,78
<i>Solanum cernuum</i> Vell.	P	10	20	0,99	0,05	0,35	12	1,4	2,74	1,34
<i>Erythroxylum pelleitenarium</i> St. Hill.	SI	9	18	0,89	0,03	0,20	14	1,64	2,73	1,09
<i>Hyromima alchorneoides</i> Fr. Allem.	SI	7	14	0,69	0,02	0,16	14	1,64	2,49	0,85
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	P	6	12	0,59	0,03	0,19	10	1,17	1,96	0,79
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) Lewis & Lima	SI	3	6	0,30	0,11	0,82	6	0,7	1,82	1,12
<i>Siparuna guianensis</i> Aublet	ST	5	10	0,50	0,01	0,11	10	1,17	1,77	0,61
<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	P	5	10	0,50	0,04	0,30	8	0,93	1,73	0,8
<i>Persea</i> sp.	SC	5	10	0,50	0,09	0,70	4	0,47	1,66	1,19
<i>Machaerium brasiliensis</i> Vog	SI	5	10	0,50	0,02	0,12	8	0,93	1,55	0,61
<i>Machaerium stipitatum</i> Vog	SI	4	8	0,40	0,02	0,17	8	0,93	1,5	0,56
<i>Vernonia difusa</i> Less.	P	3	6	0,30	0,03	0,23	6	0,7	1,23	0,53
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	P	3	6	0,30	0,01	0,07	6	0,7	1,06	0,36
<i>Dalbergia variabilis</i> Vogel	SC	3	6	0,30	0,01	0,09	4	0,47	0,85	0,38
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	SI	1	2	0,10	0,07	0,51	2	0,23	0,84	0,60
<i>Nectandra opositifolia</i> Ness	SI	2	4	0,20	0,02	0,15	4	0,47	0,81	0,35
<i>Coutarea hexandra</i> (Jack.) K. Schum.	ST	2	4	0,20	0,01	0,06	4	0,47	0,73	0,26
<i>Piptocharpha macropoda</i> Baker	P	1	2	0,10	0,04	0,28	2	0,23	0,61	0,38
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	SI	1	2	0,10	0,01	0,11	2	0,23	0,44	0,21
<i>Senna macranthera</i> (DC. Ex Collad.) Irwin & Barneby	P	1	2	0,10	0,01	0,08	2	0,23	0,41	0,18
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	SI	1	2	0,10	0,01	0,07	2	0,23	0,4	0,17
<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	P	1	2	0,10	0,01	0,06	2	0,23	0,39	0,16
<i>Ocotea cf. diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	SC	1	2	0,10	0,01	0,04	2	0,23	0,37	0,14
<i>Trema micrantha</i> Blume	P	1	2	0,10	0,00	0,02	2	0,23	0,35	0,12
<i>Terminalia brasiliensis</i> (Cambess. ex A. St.Hill.) Eichler.	SC	1	2	0,10	0,00	0,02	2	0,23	0,35	0,12
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	SI	1	2	0,10	0,00	0,02	2	0,23	0,35	0,12
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	SC	1	2	0,10	0,00	0,02	2	0,23	0,35	0,12
<i>Manihot pilosa</i> Pohl	P	1	2	0,10	0,00	0,02	2	0,23	0,35	0,12
<i>Copaifera langsdorffi</i> Desf.	SI	1	2	0,10	0,00	0,01	2	0,23	0,35	0,11
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	SI	1	2	0,10	0,00	0,01	2	0,23	0,34	0,11

Fato inverso ocorre com *C. hololeuca*, quinto VI, se destacando pela baixa densidade (2,48%) e por exibir a terceira maior dominância (8,78%). As demais espécies amostradas apresentam-se com baixos valores e pouco se alternando nos mesmos.

Em um estudo sobre a sucessão em área de Mata Atlântica sobre solos calcários, Alto Ribeira, SP, *Piptadenia gonoacantha* foi também a espécie mais importante, sendo considerada um competidor superior, deslocando *Tibouchina pulchra* que é geralmente encontrada na sucessão inicial da floresta Atlântica em solos ácidos (Aidar et al., 2001).

Na distribuição das espécies em categorias sucessionais, as secundárias iniciais predominam em número de indivíduos (75,85%) e espécies (51,06%), enquanto as pioneiras possuem menor número de indivíduos (22,29%) e espécies (34,04%) (Figura 4). As espécies secundárias tardias contribuíram com baixos valores percentuais, tanto para espécies como para indivíduos.

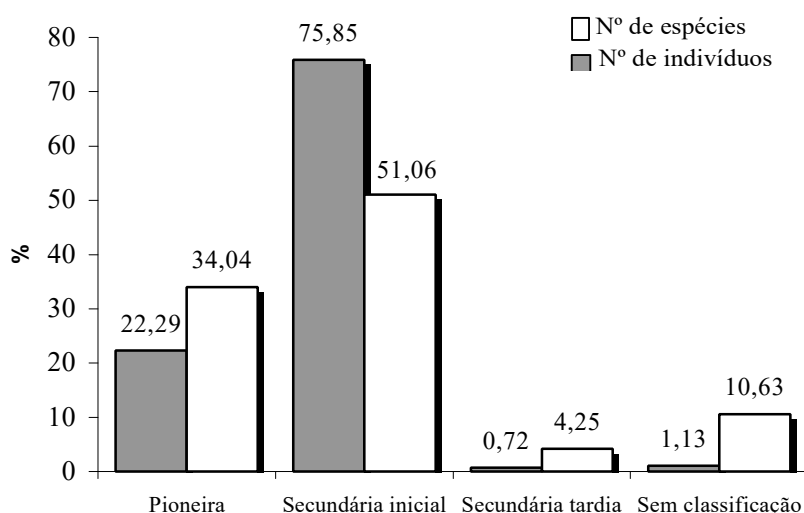


FIGURA 4. Distribuição das espécies e dos indivíduos, amostrados em área degradada por mineração de caulim, em Brás Pires, MG, em categorias sucessionais.

Esses valores podem indicar que a floresta estudada se encontra em transição de uma etapa seral pioneira para secundária inicial. No entanto, o sombreamento proporcionado pelo dossel, já possibilita a regeneração de espécies de etapas serais mais avançadas como *Siparuna guianensis* e *Coutarea hexandra*, aproximando-se do modelo de facilitação (Connell & Slatyer, 1977). Com isso, as mudanças qualitativas e quantitativas na composição florística

estão ligadas aos processos de substituição e estabelecimento de espécies novas (Tabarelli et al., 1994). Resultados semelhantes, substituição de espécies pioneiras por secundárias iniciais, foram obtidos em outros estudos de florestas jovens, com histórico de regeneração florestal em pastagens degradadas (Martins et al., 2002; Ribas et al., 2003).

Considerando a síndrome de dispersão das espécies (Capítulo 1) por número de indivíduos, pode-se considerar que a colonização da área foi iniciada por espécies anemocóricas, pois, 68,21% dos indivíduos possuem dispersão pelo vento. As espécies que contribuem para esse valor elevado são as três de maior VI, *Piptadenia gonoacantha*, *Luehea grandiflora* e *Anadenanthera peregrina*, que juntas, somam 53,76% da porcentagem de anemocóricas na área. Esses dados estão de acordo com Shupp et al. (1989). Os autores citam que a dispersão pelo vento foi mais eficiente em clareiras (recentes e em processo de regeneração) do que a dispersão por animais. Ainda segundo esses autores, a anemocoria em clareiras teria uma maior densidade de chuva de sementes, sobrevivência de sementes e plântulas e probabilidade da semente produzir um indivíduo adulto, comparada à zoocoria de sementes grandes. As sementes grandes dispersadas por animais não possuem bom desempenho nesse tipo de ambiente, sendo contudo, importantíssimas no interior da floresta. Já a zoocoria de sementes pequenas apresenta papel ecológico semelhante à anemocoria, mas não superior.

A distribuição dos indivíduos em classes de diâmetros, considerando todas as espécies, apresentou-se na forma de “J”-invertido ou exponencial negativo (Figura 5).

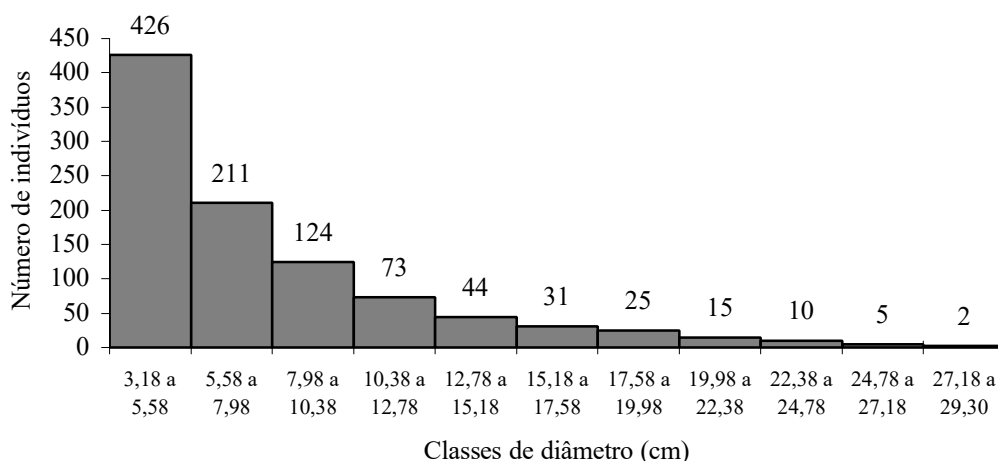
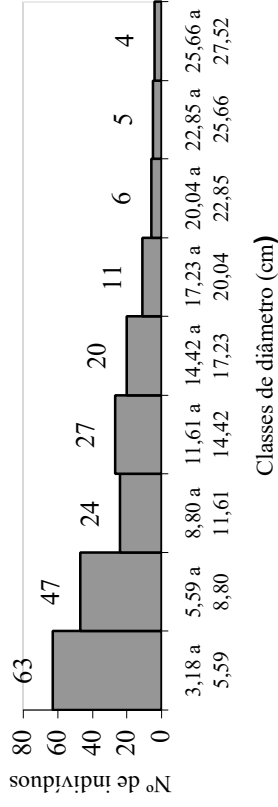
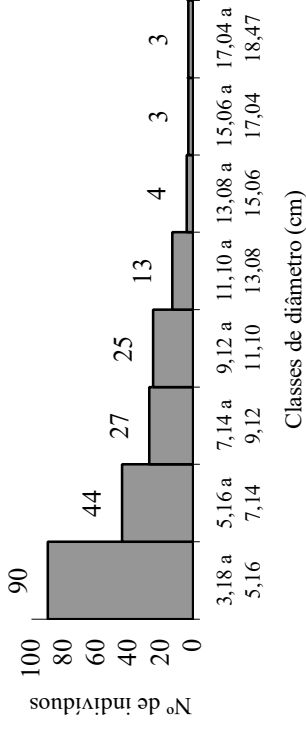


FIGURA 5. Distribuição de freqüência das classes de diâmetro dos indivíduos amostrados em área degradada por mineração de caulim, em Brás Pires, MG.

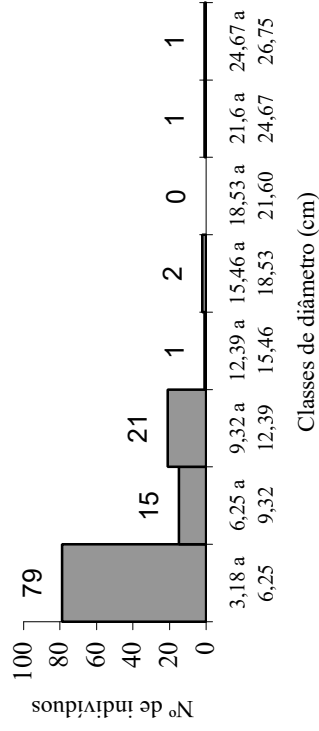
Piptadenia gonoacantha (a)



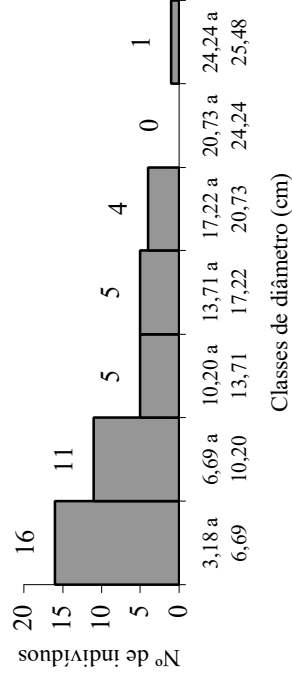
Luehea grandiflora (b)



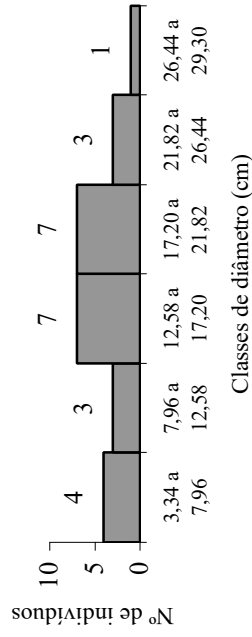
Anadenanthera peregrina (c)



Cecropia glaziovii (d)



Cecropia hololeuca (e)



Xylopia brasiliensis (f)

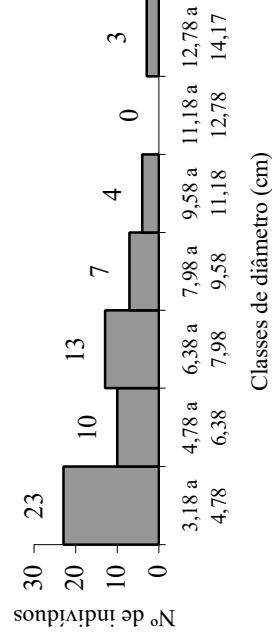


FIGURA 6. Distribuição de frequência das classes de diâmetro das seis espécies de maior VI, em área degradada por mineração de caulim, em Brás Pires, MG.

Observa-se uma concentração de indivíduos na primeira classe diamétrica, reunindo 44% do número total. Esse contingente reúne a regeneração das espécies presentes nos estratos superiores da floresta, beneficiadas pelas alterações ambientais decorrentes do avanço da sucessão secundária (Sevilha et al., 2001). Há um decréscimo gradual no número de indivíduos em direção às classes superiores, refletindo um estande florestal composto, em sua maioria, por populações de menor porte, em pleno desenvolvimento, visto que o critério de inclusão adotado ($CAP \geq 10$ cm) permitiu a amostragem também do estrato de regeneração avançada. Contudo, de acordo com Carvalho et al. (1995), quando se analisam as espécies isoladamente, observa-se que somente algumas delas seguem o mesmo padrão da comunidade.

No presente caso, quando se analisam as distribuições das espécies de maior valor de importância, nota-se que elas demonstram padrões distintos (Figura 6). *Luehea grandiflora* e *Piptadenia gonoacantha*, foram as únicas espécies, dentre as seis, que apresentaram distribuição gradual entre as classes de diâmetro, mostrando que suas populações estão aparentemente, sem problemas de regeneração e conservação na floresta.

Anadenanthera peregrina, *Cecropia glaziovii* e *Xylopia brasiliensis*, apresentaram distribuição descontínua dos indivíduos, com grande concentração de indivíduos nas classes menores. Isso pode estar relacionado a diversos fatores, incluindo o ingresso mais tardio na comunidade, crescimento mais lento e dificuldade de recrutamento de adultos. No entanto, pode-se sugerir que essas três espécies terão suas participações garantidas ao longo da dinâmica sucessional dessa vegetação, por apresentar mais indivíduos nas classes diamétricas menores.

A distribuição descontínua de *Xylopia brasiliensis*, pode estar relacionada à competição interespecífica, o que diminui o recrutamento e aumenta a mortalidade de seus indivíduos, como relatado por Corrêa e Van Den Berg (2002), em estudo da dinâmica de populações dessa espécie.

Um comportamento distinto foi encontrado em *Cecropia hololeuca* que apresentou uma distribuição normal, comportamento típico de pioneira segundo Souza (2004), o que pode indicar sua substituição no processo sucessional. Espécies de *Cecropia* são dependentes de alta relação vermelho/vermelho extremo da luz espectral para a germinação das sementes (Válio & Joly, 1979; Vazquez-Yanes & Orozco-Segovia, 1987). Com o sombreamento produzido pelo dossel, essa condição não deve estar sendo atingida, o que explicaria o baixo recrutamento de *C. hololeuca*. Entretanto, para *C. glaziovii*, isso parece não estar acontecendo, devido a questões já discutidas no parágrafo anterior.

A regeneração natural, como medida de recuperação de áreas degradadas é proposta por Gandolfi & Rodrigues (1996), sendo indicada para áreas pouco perturbadas. A intervenção antrópica nesse caso, é o isolamento da área, adotada em conjunto com práticas de controle de espécies de lianas

ou pioneiras agressivas, como gramíneas. No caso da área de estudo, a regeneração florestal ocorreu mesmo com a área apresentando alterações em suas características bióticas e edáficas, fato verificado também em área degradada por mineração de ouro em Matupá, MT (Rodrigues et al., 2004).

Desta forma, o avanço da regeneração natural na área de estudo pode ser atribuído a um conjunto de fatores e suas interações, que foram decisivos para a recuperação da área. A presença de quatro indivíduos remanescentes de grande porte de *P. gonoacantha* e *A. peregrina*, que possivelmente serviram de poleiros para aves e também como fontes de propágulos, contribuiu para a chuva de sementes no local. Árvores remanescentes em paisagens degradadas funcionam como locais de pouso durante o deslocamento de pássaros entre fragmentos do entorno podendo contribuir com a sucessão secundária nestas áreas (Guevara et al., 1986). Aliado a isso, deve-se considerar também a existência de fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual próximos à área, e a sua exposição voltada para o leste, recebendo assim insolação direta apenas pela manhã e conseqüentemente mantendo o solo mais úmido. A proximidade de fontes de propágulos tem sido considerada um fator chave para o processo de colonização vegetal de áreas degradadas (Rodrigues et al., 2004).

4. CONCLUSÕES

As espécies mais adaptadas a esse tipo de ambiente e que podem ser indicadas para recuperação de áreas degradadas semelhantes são: *Piptadenia gonoacantha*, *Luehea grandiflora*, *Anadenanthera peregrina*, *Dalbergia nigra*, *Machaerium nycititans*, (espécies anemocóricas) e *Cecropia glaziovii*, *C. hololeuca*, *Xylopia brasiliensis*, *X. sericea* e *Casearia sylvestris* (espécies zoocóricas). Com isso, ter-se-ia abundância de propágulos tanto pela dispersão local, principalmente das espécies anemocóricas, quanto pela dispersão advinda dos fragmentos florestais próximos, maximizada pela fauna atraída pelas espécies zoocóricas.

O isolamento da área dos fatores de degradação, como entrada de gado bovino, extração de lenha e ocorrência de fogo, bem como a proximidade de fontes de propágulos, auxiliaram a recuperação na área degradada.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIDAR, M. P. M. et al. Atlântic Forest succession over calcareous soil, Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira – PETAR, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v.24, n.4, p.455-469, 2001.

ÂNGELO, J.G.M., et al. Diversidade Vegetal em áreas em reabilitação de mineração de ferro, na mina de alegria, em Mariana, MG. **Revista Árvore**, v.26, n.2, p.183-192, 2002.

BARTH, R. C. **Avaliação da recuperação de áreas mineradas no Brasil**. Viçosa: UFV, 1989. 41p. (Boletim Técnico SIF, nº1).

CARVALHO, D.A. et al. Estrutura diamétrica e vertical de uma floresta ripária no Alto Rio Grande (Bom Sucesso – Estado de Minas Gerais). **Revista Árvore**, v.19, n.4, p. 572-586, 1995.

CAMPELLO, E. F. C. Sucessão vegetal na recuperação de áreas degradadas. In: DIAS, L.E., MELLO, J.W. (Eds.). **Recuperação de Áreas Degradadas**. Viçosa: UFV, SOBRADE, 1998. p.184-196.

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

CORRÊA, B.S.; VAN DEN BERG, E. Estudo da dinâmica da população de *Xylopia brasiliensis* Sprengel em relação a parâmetros populacionais e da comunidade em uma floresta de galeria em Itutinga, MG, Brasil. **Cerne**, v.8, n.1, p. 001-012, 2002.

CRONQUIST, A. **The evolution and classification of flowering plants**. New York: The New York Botanical Garden, 1988. 555p.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Recomposição de Florestas: Algumas Perspectivas Metodológicas para o Estado de São Paulo. In: Recuperação de Áreas Degradadas, III curso de Atualização. Curitiba, Paraná. 1996.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. F.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, p.753-767, 1995.

GUEVARA, S.; PORATA, S. E.; MAAREL, E. V. der. The role of remnant forest trees in tropical secondary succession. **Vegetation**, V.66, p.77-84, 1986.

HARTSHORN, G. S. Neotropical forest dynamics. **Biotropica**, v.12 (supl.), p.23-30, 1980.

IRSIGLER, D. T. **Composição florística e estrutura de um trecho primitivo de Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG**. 2002. 64p. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2002.

JOHNSON, F. L.; GIBSON, D. J.; RISSER, P. G. Revegetation of unreclaimed coal strip-mines in Oklahoma. **Journal of Applied Ecology**, v. 19, p. 453-463, 1982.

KAGEYAMA, P.Y. et al. Revegetação de áreas degradadas: modelos de consorciação com alta diversidade. In Simpósio Sul-Amareicano, 1 e Simpósio Nacional, 2 de Recuperação de Áreas Degradadas, Foz do Iguaçu. Curitiba: FUPEF, 1994, p.569-576.

LORENZO, J. S. et al. A fitosociologia para recuperar área de lavra. **Revista Ambiente**, v.8, n.1, p.26-34, 1994.

LORENZO, J. S. **Regeneração natural de uma área minerada de bauxita em Poços de Caldas, Minas Gerais**. 1991. 151p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 1991.

LUGO, A. E. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. **Forest Ecology and Management**, v.99, p.09-19, 1997.

MARTINS, F. R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas: Universidade Estadual de Campinas, 1991. 245p.

MARTINS, S. V.; RODRIGUES R. R. Gap-phase regeneration in semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. **Plant Ecology**, v.163, p.51-62, 2002.

MARTINS, S. V.;COUTINHO, M. P.; MARANGON, L. C. Composição florística e estrutura de uma floresta secundária no município de Cruzeiro, SP. **Revista Árvore**, v.26, n. 1, p.35-41, 2002.

MEIRA NETO, J. A. A.et al.. Estrutura de uma floresta estacional semidecidual submontana em área diretamente afetada pela usina hidrelétrica de Pilar, Ponte Nova, Zona da Mata de Minas Gerais. **Revista Árvore**, v.21, n.3, p.338-344, 1997.

MUELLER–DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons. 1974. 547p.

NATALI, P. P.; VIANA, R. F.; FORTES, V. M. Proposta para recuperação ambiental da área de cava e adjacências da mineração de caulim na fazenda Boa Esperança, em Brás Pires – MG. In: Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, 3;1997,Ouro Preto. **Anais...** Viçosa: UFV:1997. P. 214-224.

PARROTA, J. A.; KNOWLES, O. H.; WUNDERLEJR, J. M. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration Forest on a bauxite mined site in Amazônia. **Forest Ecology and Management**, v.99, p.21-42, 1997.

PIELOU, E. C. **Ecological diversity**. New York: John Wiley & Sons, 1975. 165p.

RIBAS, R.F.et al. Composição florística de dois trechos em diferentes etapas serais de uma floresta estacional semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v.27, n.6, p.821-830, 2003.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. In: DIAS, L.E., MELLO, J.W. (Eds.). **Recuperação de Áreas Degradadas**. Viçosa: UFV, SOBRADE, 1998. p.203-215.

RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; NAPPO, M. E. Recuperação de fragmentos florestais degradados. **Ação Ambiental**, v.2, n. 10, p. 21-23, 2000.

RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; BARROS, L. C. Tropical rain Forest regeneration in area degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.190, p. 323-333, 2004.

SCHUPP, E.W. et al. Arrival and Survival in tropical treefall gaps. **Ecology**, v.70, n.3. p.562-564, 1989.

SEVILHA, A. C. et al. Fitossociologia do estrato arbóreo de um trecho de Floresta Estacional no jardim botânico da Universidade Federal de Viçosa (face sudoeste), Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v.25, n. 4, p.431- 443, 2001.

SHEPHERD, G. J. **Fitopac 1, manual do usuário**. Campinas, SP: UNICAMP, 1996, 96p.

SKOUSEN, J. G.; JOHNSON, C. D.; GARBUTT, K. Natural revegetation of 15 abandoned mine land sites in west Virginia. **Journal Environmental Quality**, v. 23, p. 1224-1230, 1994.

SOUZA, A.L. Manejo de Florestas Tropicais (Apostila). Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Viçosa, 2004.

SPIEGEL, M. R. **Estatística**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1976. 580p.

TABARELLI, M.; VILLANI, J.P.; MANTOVANI, W. Estudo comparativo da vegetação de dois trechos de floresta secundária no Núcleo Santa Virgínia, Parque Estadual da Serra do Mar, SP. **Revista do Instituto Florestal**, v.6, p.1-11, 1994.

VÁLIO, I.F.M.; JOLY, C.A. Light sensitivity of the seeds on the distribution of *Cecropia glaziovii* Sneath Lage (Moraceae). **Z.Pflanzenphysi**, v.91, p. 371-376, 1979.

VAZQUEZ-YANES, C.; OROZCO SEGOVIA, A. Ligth gap detection by the photoblastic sedes of *Cecropia obtusifolia* and *Piper auritum*, two tropical rain forest trees. **Biological Plantarum**, v. 29, p. 234-236. 1987.

CAPÍTULO III

CARACTERIZAÇÃO DOS SOLOS SOB FLORESTA SECUNDÁRIA EM ÁREA DEGRADADA POR MINERAÇÃO DE CAULIM, BRÁS PIRES, MG.

RESUMO - Esse estudo teve por objetivos caracterizar física e quimicamente o substrato de uma área degradada por mineração de caulim em Brás Pires, MG, no qual, ocorreu uma regeneração florestal espontânea, procurando apontar indicadores da recuperação da área que possam auxiliar projetos de recuperação de áreas degradadas semelhantes.

A caracterização edáfica envolveu a amostragem de três perfis. Um no topo, na área sem vegetação e com exposição do material de origem, e os outros dois ao longo da encosta. Cada horizonte dos perfis foi analisado separadamente utilizando-se parâmetros físicos e químicos. Os solos apresentam baixa fertilidade, entretanto possuem teores elevados de matéria orgânica e água disponível para as plantas. Os resultados indicam que o carbono orgânico e a capacidade de campo podem ser bons indicadores do estágio de recuperação/degradação do solo.

Palavras-chave: regeneração natural, recuperação de áreas degradadas.

1. INTRODUÇÃO

No desenvolvimento de um solo, estão envolvidos: acumulação de matéria orgânica e nutrientes, desenvolvimento de estrutura e de um estoque de nutrientes através da atividade microbológica, processos que ocorrem em longo prazo (Binkley & Giardina, 1998). No entanto, segundo esses mesmos autores, espécies arbóreas podem alterar substancialmente o solo, podendo, em um período curto de tempo (décadas), produzir um efeito *feedback* no ajustamento dessas espécies no ambiente.

Vários estudos reportam os efeitos da mineração sobre o solo em regiões temperadas como responsáveis pelas diferenças nas comunidades espontaneamente estabelecidas em áreas de mineração abandonadas (Bramble & Ashley, 1955; Johnson et al., 1982; Kimmerer, 1984; Skousen et al., 1994).

Apesar dos reflorestamentos desempenharem um papel chave na recuperação de ecossistemas florestais e alcançarem em curto prazo objetivos socioeconômicos (Singh et al. 2002), a sucessão da vegetação espontânea ou a regeneração natural, como uma abordagem alternativa para a restauração, tem ganhado atenção de pesquisadores (Prach & Pysek 1994, Prach, 1994; Prach et al., 2001). Tem sido sustentado que a regeneração natural pode ser mais eficiente que os esforços humanos para retornar áreas degradadas para um estado próximo ao original e restabelecer sua própria regulação ecológica (Prach et al., 2001). Holl (2002), em uma mina abandonada de carvão nos Estados Unidos, demonstrou que a regeneração natural pode criar diversa comunidade de plantas.

Os fatores que interferem na regeneração natural e, conseqüentemente, no sucesso da restauração de uma área, envolvem o histórico de uso (Guariguata et al., 1995), a proximidade com os remanescentes de vegetação original (Duncan & Duncan, 2000; Puerta, 2002), competição com gramíneas agressoras e variáveis edáficas (Holl & Kappelle, 1999).

No Brasil, pesquisas sobre regeneração natural em áreas degradadas por mineração são incipientes, podendo ser citados os estudos de Lorenzo et al. (1994) e Teixeira & Lemos Filho (2002) para o Cerrado, e Rodrigues et al. (2004) para vegetação florestal no Mato Grosso. No entanto, estudos do papel da regeneração florestal na modificação do solo não são encontrados.

Desta forma, esse estudo teve como objetivos caracterizar física e quimicamente o substrato de uma área degradada por mineração de caulim em Brás Pires, MG, no qual, ocorreu uma regeneração florestal espontânea, procurando apontar indicadores da recuperação da área que possam auxiliar projetos de recuperação de áreas degradadas semelhantes.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido na Fazenda Boa Esperança, no município de Brás Pires, MG, ($20^{\circ} 54' 25''$ S e $43^{\circ} 10' 41''$ W) (Figura 1).

O clima da região é Cwb (Köppen) com verões quentes e úmidos, pluviosidade anual variando de 1.200 a 1.500 mm, estação seca curta no inverno e temperatura média anual entre $19,5^{\circ}$ e $21,8^{\circ}$ C (Raposo 1991).

Geologicamente a região é caracterizada por granitóides e rochas plutônicas, predominando o muscovita-granito Brás Pires (Proterozóico inferior). As rochas quase sempre se encontram caulinizadas em virtude da grande quantidade de microclina e micas em suas composições. O quartzo e a biotita são também observados. A mina abandonada situada na Fazenda Boa Esperança apresenta um pegmatito caulinado com extensão e espessura aproximadamente entre 150m e 30m respectivamente. Geomorfologicamente é caracterizada por morros suaves de cumes arredondados, estrutura típica de terrenos granito gnáissicos; meia encosta e vales abertos, existindo uma forte influência de variáveis geológicas (litologia, foliações, falhamentos) nas feições morfológicas da área, bem como oscilações climáticas que geraram superfícies cíclicas de erosão. O solo da região é classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (Raposo, 1991).

A mineração de caulim na Fazenda Boa Esperança foi iniciada em 1980 e finalizada em 1985. Durante esse período, o estéril da mineração foi sendo jogado em uma encosta adjacente a área da cava. Após o término da extração de caulim, a área da encosta, anteriormente utilizada como pastagem, foi isolada e hoje, está ocupada por uma floresta secundária (Figura 2).

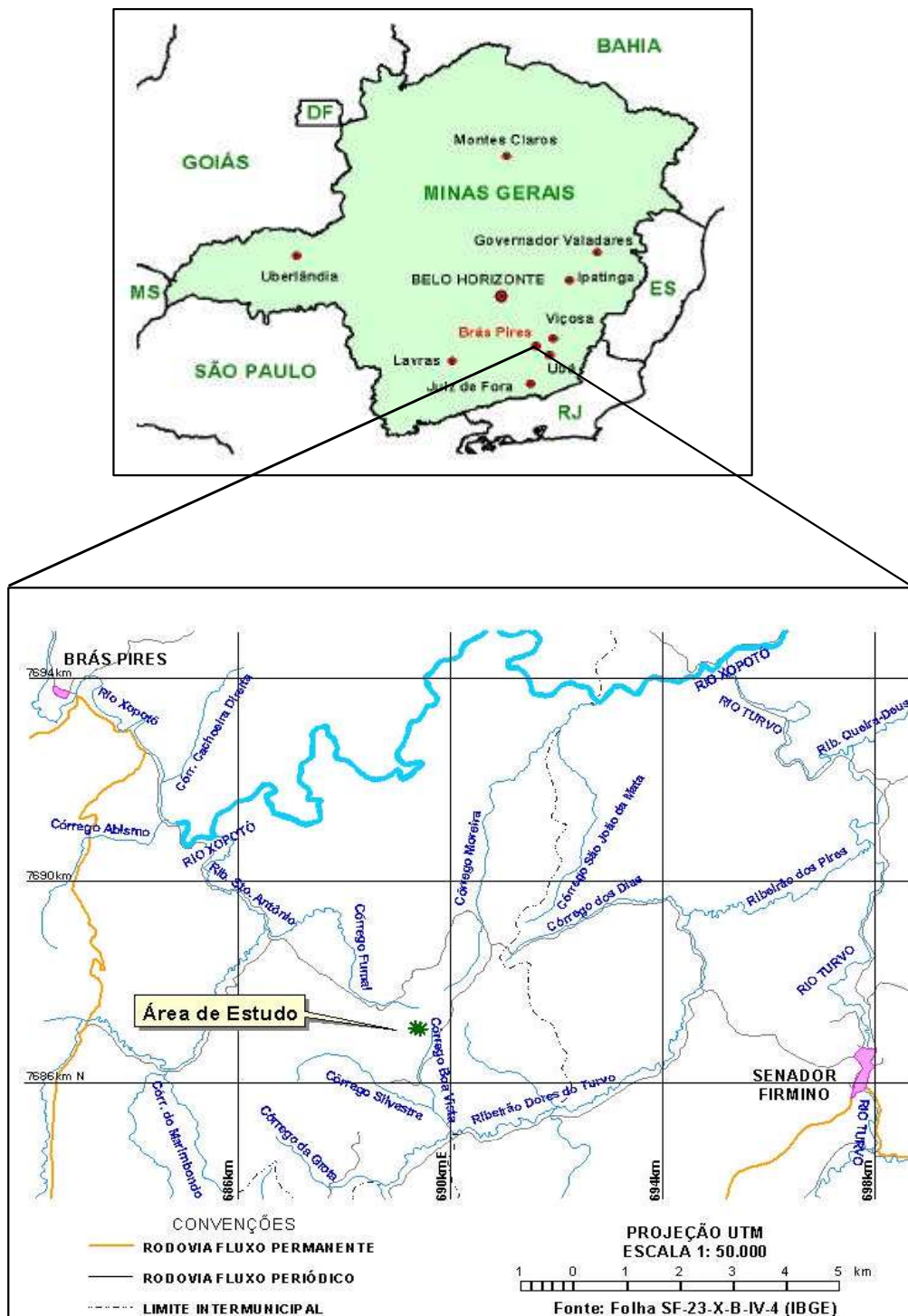


FIGURA 1. Localização da área de estudo, Fazenda Boa Esperança ($20^{\circ} 54' 25''$ S e $43^{\circ} 10' 41''$ W), Brás Pires, MG.



FIGURA 2. Vista da encosta com detalhe para a vegetação alvo do estudo. Fazenda Boa Esperança, Brás pires, MG.

A encosta, área alvo desse estudo, ocupa aproximadamente 2 ha. Possui declividade de 35% e altitude que varia de 825m no terço superior a 745m no terço inferior, dados obtidos por medições no local.

A caracterização edáfica envolveu a amostragem de três perfis. Um no topo (P1), na área sem vegetação e com exposição do material de origem, e os outros dois ao longo da encosta (P2 e P3). Cada horizonte dos perfis foi analisado separadamente utilizando-se parâmetros físicos e químicos, conforme recomendações da EMBRAPA (1999).

A análise mineralógica foi obtida por difratometria de raios X (Cu Ka) realizada em amostras da fração argila nos horizontes C (perfil 1 e 3) e no horizonte Bw, perfil 2. A análise foi feita em argila natural sem tratamento específico (Moore & Reynolds Junior, 1989).

Através da medida do equivalente de umidade estimou-se a capacidade de campo (Ruiz et al., 2003).

A partir dos resultados das análises dos horizontes dos perfis, elaborou-se uma matriz de correlação para verificar as associações entre as variáveis e corroborar a interpretação dos resultados.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com observações dos perfis de solo, no topo da encosta, devido à intensa erosão, há o predomínio de Cambissolo Latossólico, solos que apresentam perfis mais rasos do que os Latossolos, ou seja, possuem profundidade de Cambissolo mais a mineralogia é de Latossolo (Rezende, 1980). Nesse local, o horizonte C (material de origem) está exposto devido à erosão e à própria mineração (Figura 3). Ao longo da encosta, em solo Latossolo, o horizonte A original da pastagem foi soterrado com o depósito de estéril. Um novo horizonte A se formou sobre esse depósito de estéril, havendo, então, horizontes enterrados (Figura 4).



FIGURA 3. Vista do topo da encosta onde a mineração foi efetiva, causando exposição do material de origem e um intenso processo de vossorocamento. Brás Pires, MG.

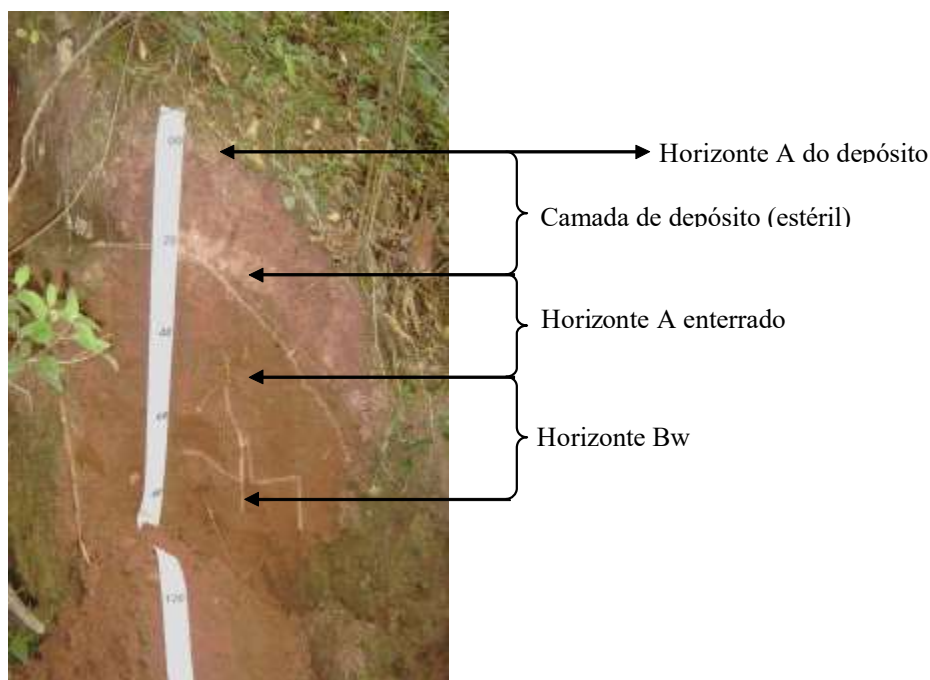


FIGURA 4. Perfil da encosta mostrando a camada de estéril e os horizontes enterrados. Brás Pires, MG.

Observou-se uma nítida diferenciação entre o material de origem do solo (horizonte C), a camada de estéril e o solo original.

Todos os horizontes foram classificados como franco arenosos, com exceção dos horizontes do solo soterrado (A e Bw, perfil 2) classificados como argilo-arenosos (Figura 5). A maior quantidade de argila, reflete a estrutura mais antiga presente no solo sob o depósito do estéril.

De um modo geral, existe pouca argila dispersa em água, com exceção do horizonte A do solo original (Quadro 1). Nota-se, porém, que estes valores tornam-se bastante elevados quando comparados com os teores de argila total (Figura 5), encontrados nas amostras. Isso reflete a baixa agregação dos agregados entre si e comprova a alta friabilidade do solo, bem como uma mineralogia com tendência a oxídica (Resende et al, 1999).

Os valores obtidos para a capacidade de campo, calculada a partir do equivalente de umidade (Quadro 1) foram considerados altos. A capacidade de campo média está acima dos valores encontrados em 80 Latossolos estudados nos estados de MG, BA, MA, MS (Ruiz et al., 2003). Enquanto a média nesses Latossolos foi de $0,284 \pm 0,072$, a média para o Latossolo da área de estudo foi de $0,326 \pm 0,053$. A Capacidade de campo indica o limite superior aproximado da quantidade de água disponível para as plantas (Jong, 2000).

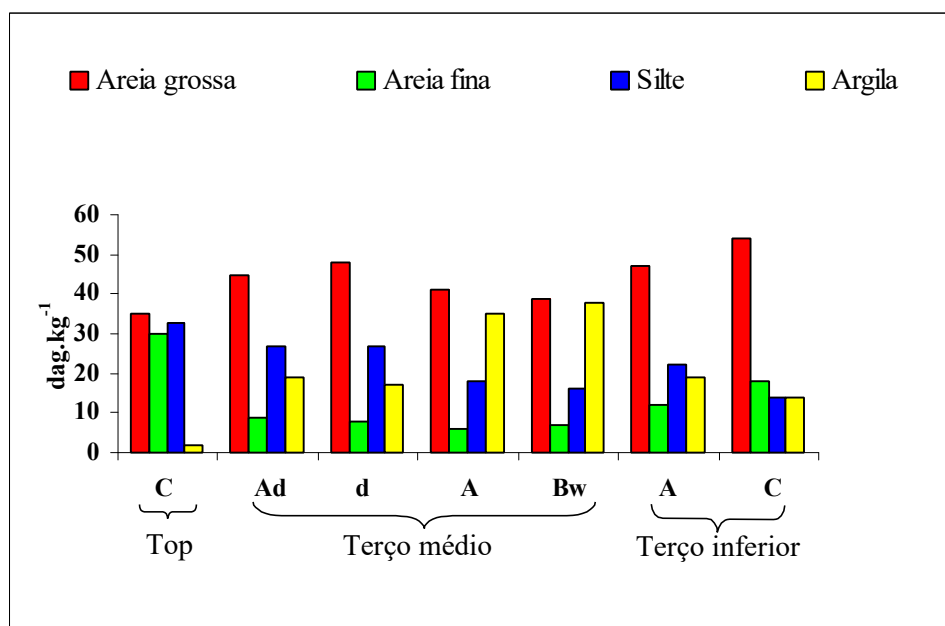


FIGURA 5. Resultado da análise granulométrica dos três perfis amostrados. Brás Pires, MG. Horizontes: C (material de origem), Ad (horizonte A do depósito), d (depósito/estéril), A (A do solo enterrado), Bw (latossólico do solo enterrado), A (horizonte A+d).

QUADRO 1. Resultados das análises físicas do solo da área degradada por mineração de caulim, Brás Pires, MG.

Perfis/Horizontes	Profundidade (cm)	Argila Dispersa (dag kg ⁻¹)	Equivalente de Umidade (kg kg ⁻¹)	Capacidade de Campo (kg kg ⁻¹)
P1- C	0-5	0,61	0,229	0,284
P2- Ad	0-2	12,0	0,383	0,421
P2- D	2-20	11,0	0,216	0,272
P2- A	20-25	23,0	0,276	0,326
P2- Bw	25+	2,0	0,322	0,366
P3- A	0-10	13,0	0,277	0,326
P3- C	40-60	6,0	0,228	0,283
Média		9,5	0,276	0,326
Desvio Padrão		8,0	0,060	0,053
Valor mínimo		0,61	0,216	0,273
Valor máximo		23,0	0,383	0,421

P= perfil, Ad= horizonte A do depósito, D = camada do depósito (estéril), A = horizonte A original.

Desta forma os resultados indicam uma maior disponibilidade de água para a vegetação na área de estudo. Essa condição de solo mais friável, pode estar favorecendo o estabelecimento da vegetação por facilitar a germinação e o desenvolvimento vegetal. Resultado semelhante foi encontrado por Teixeira & Lemos Filho (2002), em uma área de mineração de ferro em

Itabirito, MG, onde o aumento da friabilidade dos solos foi relacionado ao aumento do porte das plantas. Segundo Prach (1994), a probabilidade do estabelecimento inicial de indivíduos de espécies lenhosas é maior em ambientes úmidos e pobres em nutrientes, ou em solos arenosos (Rebele, 1992). Entretanto, em geral, o estabelecimento de espécies lenhosas em terras degradadas é altamente variável devido a muitos fatores estocásticos que afetam a sucessão da vegetação.

Fatores como orientação da encosta, voltada para o leste e a condição de solo soterrado, podem ter sido responsáveis por essa condição mais úmida. Quanto mais insolação recebe uma área, maior será sua evapotranspiração e conseqüentemente, a redução do conteúdo de umidade do solo e ar, influenciando o crescimento das plantas (Spurr & Barnes, 1973). Isso foi comprovado no Maciço da Tijuca, RJ, comparando-se a orientação das encostas. As encostas voltadas para o sul são mais úmidas, resultando em efeitos positivos quanto à proteção e desenvolvimento de uma estrutura florestal mais avançada (Oliveira et al., 1995).

Essa elevada umidade do solo explica a ocorrência das espécies *Schinus terebinthifolius* (aroeira-vermelha), *Hyeronima alchorniodes* (liquerana), *Ficus guaranítica* (gameleira), *Ficus enormis* (gameleira) e *Cecropia glaziovi* (embaúba-vermelha), (Araújo, et al., no prelo) comumente encontradas em matas ciliares e indicadas para recuperação florestal em áreas ribeirinhas (Martins, 2001).

O solo da área, em geral, facilita os processos erosivos por possuir altos teores de areia e ser muito friável, o que determina áreas com erosões variáveis, de laminares até voçorocas, presentes no topo e, em menor intensidade, no interior da floresta secundária.

Os difratogramas de raios X (Figura 6) indicaram a presença da caulinita (mineral silicatado tipo 1:1) e de goethita (óxido hidratado de ferro) nos três horizontes analisados. Esta mineralogia encontra-se condizente com os resultados encontrados por Carvalho Filho (1989) e Nunes et al (2001), para a região de Viçosa, MG, onde provavelmente as condições de relevo mais movimentado favoreçam o rejuvenescimento relativo destes solos, pela maior exposição do material de origem, contribuindo para a formação e estabilidade da caulinita em relação a gibbsita (óxido hidratado de alumínio). No presente trabalho, não foi possível identificar nitidamente gibbsita e mica conforme Carvalho Filho (1989). A goethita parece ser a forma dominante de óxido de ferro na área, estando de acordo com os resultados encontrados por Vidal (2001), em uma área degradada por mineração de caulim na Zona da Mata, MG.

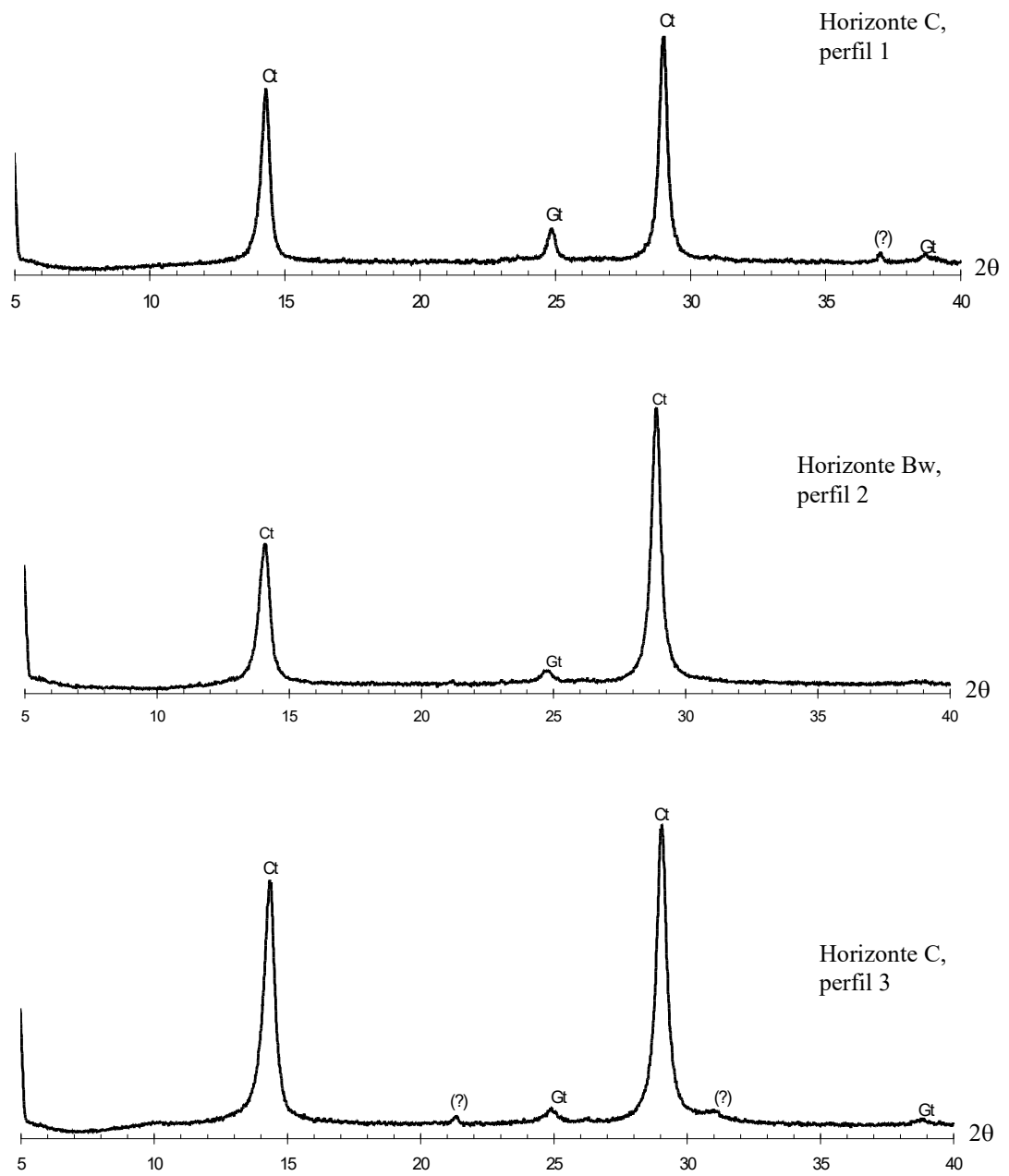


FIGURA 6. Difratomogramas de Raios-X da fração argila. Ct-caulinita; Gt-goethita; (?) - pico não identificado.

O horizonte Bw do solo soterrado demonstrou ser mais intemperizado que os dois horizontes C, que provavelmente apresentam a mica-muscovita, mineral 2:1.

Os resultados das análises químicas estão sumarizados no Quadro 2. No topo da encosta, onde o material de origem ou horizonte C está exposto, a fertilidade foi considerada muito baixa, acidez média, alta saturação de alumínio e bom teor de carbono orgânico (Alvarez et al., 1999). No terço médio, perfil 2, o horizonte A do depósito possui condições boa de fertilidade, acidez média, baixa saturação de alumínio e teor muito bom de carbono orgânico. Nos horizontes subseqüentes, os valores encontrados tornam-se próximos aos do topo da encosta à medida que aumenta a profundidade. Já no terço inferior, perfil 3, não foi possível a diferenciação do horizonte A do depósito e o horizonte A do solo enterrado, “original”. Os valores dos atributos medidos foram intermediários entre o A do depósito e o A do solo enterrado, perfil 2, decrescendo também com a profundidade.

O predomínio de caulinita e óxido de ferro (goethita) explica a baixa capacidade de troca catiônica (CTC) no solo da área, com exceção do horizonte A do depósito, o que demonstra ser a maior quantidade de matéria orgânica a responsável pela maior CTC, apesar de ocorrer em teores bem mais baixos que a fração argila (Lopes e Guidolin, 1989).

A matriz de correlação das variáveis do solo está representada no Quadro 3. O carbono orgânico correlacionou-se positiva e significativamente com a CTC, soma de bases (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}), com a acidez potencial ($H^+ + Al^{+3}$) e com a capacidade de campo, ou seja, à medida que aumente a concentração de carbono orgânico, aumenta a fertilidade do solo e a umidade. O aumento da umidade como consequência da acumulação de matéria orgânica ao longo dos anos foi reportado por Berendse (1998), durante a sucessão em ecossistemas pobres em nutrientes. Felfili (1993), revisando diversos levantamentos de solo em tipologias florestais brasileiras que apresentam altos valores de diversidade florística, verificou que, de forma geral, os solos que fornecem suporte a estas florestas são bastante pobres em nutrientes e de elevada acidez, e, que, por isso, a riqueza de espécies que resulta em uma vegetação luxuriante ocorre principalmente em função da grande quantidade de matéria orgânica na superfície do solo, que proporciona maior retenção de umidade.

Os resultados apontam correlação negativa de saturação de alumínio (m %) e do teor de alumínio trocável (Al^{+3}) com quase todas as outras variáveis. Os altos teores de alumínio são explicados pela prevalência do mineral de argila caulinita nos solos da área. A caulinita é um silicato de alumínio ($Al_2SiO_5(OH)_4$) que ao se intemperizar libera esse elemento, explicando os solos álicos (EMBRAPA, 1999). Entretanto, o horizonte C do perfil 3

apresentou valores baixos de saturação em alumínio. Possivelmente, sua profundidade no perfil e localização no terço inferior da encosta contribuiu para isso.

O fósforo apresentou altos teores no horizonte C (Perfil 1) e valores nulos nos horizontes A e Bw do solo enterrado, correlacionando-se positiva e significativa com o silte (0,77). Esse comportamento pode ser explicado pela ação do intemperismo no comportamento do fósforo no sistema solo-planta. Com o intemperismo, os solos passam de fonte para dreno de fósforo, ou seja, quanto mais velho um solo, menos fósforo ele irá conter (Novais & Smyth, 1999). Os mesmos autores dizem que a textura também influencia, sendo que solos mais arenosos aumentam o caráter fonte do solo para o P. Entretanto, a correlação entre o teor de areia e o fósforo não foi significativa (0,273). O que os autores sugerem é que praticamente não deve haver contato do fósforo ciclado com a fase mineral desses solos. A planta absorveria diretamente do que mineralizasse do substrato orgânico, fonte de P de liberação lenta. Isto explica também o horizonte A do depósito ter o segundo maior valor de P (Quadro, 2).

O pH do solo não parece ser fator limitante ao desenvolvimento da vegetação. A acidez, em si, não prejudica, necessariamente, o crescimento dos vegetais, porém, ela ocasiona a presença de elementos tóxicos, como o alumínio (Lorenzo et al., 1994). Isso é comprovado com a alta correlação negativa entre pH e Al^{+3} (-0,892) e saturação em alumínio (-0,868). Num estudo florístico em áreas de mineração de carvão em Santa Catarina, a baixa fertilidade do solo, os altos teores de alumínio trocável, a excessiva acidez do solo e sua baixa capacidade de retenção de água constituíram-se em fatores de seleção das espécies pioneiras e ruderais na área (Citadini-Zanatte & Boff, 1992).

QUADRO 2. Resultados das análises químicas do solo da área degradada por mineração de caulim, Brás Pires, MG.

Horizontes	Prof	pH	C	MO	P	K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H+Al	SB	t	T	V	m	P-rem
	(cm)	(H ₂ O)	(dag kg ⁻¹)						(mg dm ⁻³)					(%)	(%)	(mg L ⁻¹)
P1. C	0-5+	5,18	3,7	6,38	3,9	3	0,07	0,06	0,80	2,6	0,14	0,94	2,74	5,1	85,1	39,8
P2. Ad	0-2	5,38	7,16	12,36	3,7	61	4,19	1,39	0,1	6,8	5,74	5,84	12,54	45,8	1,7	54,0
P2. D	2-20	5,05	3,97	6,38	0,2	5	0,11	0,19	0,7	3,3	0,31	1,01	3,61	8,6	69,3	43,6
P2. A	20-25	5,01	4,12	7,12	0	7	0,02	0,18	0,8	4,6	0,22	1,02	4,82	4,6	78,4	29,3
P2. Bw	25+	4,96	3,97	6,85	0	3	0,07	0,13	0,9	3,6	0,21	1,11	3,81	5,5	81,1	46,2
P3. A	0-10	5,71	4,59	7,93	2,1	51	1,29	0,63	0,1	5,1	2,05	2,15	7,15	28,7	4,7	47,0
P3. C	40-60	5,41	3,85	6,65	0,2	13	1,08	0,49	0,1	3	1,6	1,7	4,6	34,8	5,9	41,3
Média	-	5,24	4,48	7,67	1,44	20,43	0,98	0,44	0,50	4,14	1,47	1,97	5,61	19,01	46,60	43,03
Desvio Padrão	-	0,27	1,21	2,14	1,77	24,70	1,51	0,47	0,38	1,46	2,04	1,77	3,35	17,09	40,06	7,62
Valor mínimo	-	4,96	3,70	6,38	0,00	3,00	0,02	0,06	0,10	2,60	0,14	0,94	2,74	4,60	1,70	29,30
Valor máximo	-	5,71	7,16	12,36	3,90	61,00	4,19	1,39	0,90	6,80	5,74	5,84	12,54	45,80	85,10	54,00

P= perfil, Ad= horizonte A do depósito, D = camada do depósito (estéril), A = horizonte A original.

QUADRO 3. Matriz de correlação dos resultados das análises físicas e químicas

	pH	C	MO	t	T	SB	K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H+Al	V	m	P	P-rem	AD	EU	CC	Areia	Silte	Argila	
pH (H2O)	1																					
C (dag kg ⁻¹)	0,349	1																				
MO (dag kg ⁻¹)	0,370	0,997*	1																			
t (cmol _c dm ⁻³)	0,447	0,982*	0,983*	1																		
T (cmol _c dm ⁻³)	0,506	0,975*	0,979*	0,972*	1																	
SB (cmol _c dm ⁻³)	0,554	0,954*	0,957	0,990	0,970	1																
K (mg dm ⁻³)	0,765*	0,844*	0,852*	0,860*	0,922*	0,894*	1															
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,532	0,955*	0,959*	0,993*	0,964*	0,999*	0,878*	1														
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,589	0,942*	0,945*	0,978*	0,975*	0,996*	0,914*	0,991*	1													
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	-0,892*	-0,548	-0,558	-0,659	-0,683	-0,758*	-0,798*	-0,741	-0,793*	1												
H+Al (cmol _c dm ⁻³)	0,389	0,908*	0,913	0,850	0,942	0,833	0,869	0,820	0,851	-0,511	1											
V (%)	0,752	0,732	0,741	0,833*	0,817*	0,899*	0,828*	0,892*	0,916*	-0,950*	0,622	1										
m (%)	-0,868*	-0,582	-0,593	-0,687	-0,717	-0,781*	-0,817*	-0,764*	-0,818*	0,994*	-0,556	-0,961*	1									
P(mg dm ⁻³)	0,430	0,533	0,548	0,558	0,479	0,539	0,540	0,551	0,484	-0,296	0,349	0,365	-0,253	1								
P-rem (mg L ⁻¹)	0,441	0,657	0,641	0,703	0,633	0,706	0,669	0,708	0,690	-0,519	0,469	0,639	-0,561	0,446	1							
Argila dispersa (dag kg ⁻¹)	0,075	0,261	0,254	0,164	0,343	0,172	0,288	0,148	0,231	-0,160	0,546	0,101	-0,163	-0,240	-0,384	1						
Equivalente de umidade (kg kg ⁻¹)	0,088	0,824*	0,845	0,775*	0,796*	0,716	0,637	0,718	0,700	-0,232	0,829*	0,450	-0,310	0,305	0,555	0,148	1					
Capacidade de campo (kg kg ⁻¹)	0,088	0,824*	0,845*	0,775*	0,796*	0,716	0,637	0,718	0,700	-0,232	0,829*	0,450	-0,310	0,305	0,555	0,148	1	1				
Areia (dag kg ⁻¹)	0,537	-0,203	-0,195*	-0,037	-0,139	0,063	0,022	0,067	0,057	-0,509	-0,405	0,384	-0,433	0,273	0,059	-0,386	-0,552	-0,552	1			
Silte (dag kg ⁻¹)	0,029	0,235	0,205	0,196	0,109	0,148	0,148	0,163	0,094	0,121	0,044	-0,083	0,183	0,770*	0,228	-0,200	-0,070	-0,070	0,140	1		
Argila (dag kg ⁻¹)	-0,422	0,022	0,033	-0,082	0,044	-0,130	-0,099	-0,142	-0,096	0,317	0,282	-0,244	0,225	-0,636	-0,172	0,403	0,456	0,456	-0,834*	-0,663	1	

* Correlações significativas a p<0,05

Embora o solo apresente baixa fertilidade e certa toxidez a vegetação se desenvolveu, suportando espécies que são comuns em ambientes mais preservados e com diferentes exigências nutricionais. As dez espécies mais abundantes na área são *Piptadenia gonoacantha* (pau-jacaré), *Luehea grandiflora* (açoita cavalo), *Anadenanthera peregrina* (angico-vermelho), *Xylopia brasiliensis* (pindaíba), *Cecropia glaziovi* (embaúba-vermelha), *Machaerium nictitans* (bico-de-pato), *Casearia sylvestris* (espeto), *Dalbergia nigra* (jacarandá-Bahia), *Xylopia sericea* (pimenteira) e *C. hololeuca* (embaúba-branca), todas típicas de estádios iniciais de sucessão (Araújo et al, no prelo).

Xylopia sericea foi correlacionada a solos pobres, em Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG, enquanto *Piptadenia gonoacantha* e *Casearia sylvestris* a solos um pouco mais férteis e textura arenosa (Martins et al., 2003). *Cecropia hololeuca* é descrita como característica de solos ácidos e *Dalbergia nigra* em solo com pH superior a 5,2, ambas em solos de baixa fertilidade (Carvalho, 1994)

Os teores de nutrientes requeridos para que o solo seja considerado recuperado ou em via de recuperação, diminuem com o aumento da profundidade. Com isso, a avaliação da recuperação de áreas degradadas, considerando-se as camadas superficiais do solo, poderá mais facilmente detectar as mudanças ocorridas e ou os efeitos da cobertura vegetal na recuperação do solo (Ruivo et al., 2001).

Apesar da camada de estéril ser rasa (25 cm), já se percebe a formação de um horizonte A (2 cm) na camada de estéril, refletindo a ação da vegetação no *in put* de matéria orgânica. Contribui para isso, a abundância de espécies de etapas serais iniciais, que proporciona uma maior produção e deposição de serapilheira, acelerando a incorporação de matéria orgânica (Martins & Rodrigues, 1999). Espécies que possuem maior taxa de crescimento, maior perda de biomassa e maior taxa de decomposição da liteira afetam a dinâmica da matéria orgânica e a mineralização de nutrientes do solo, determinando o resultado da competição entre espécies e acelerando as mudanças na composição de espécies durante a sucessão em ecossistemas pobres em nutrientes (Berendse, 1998).

Em estudo realizado em área de mineração de bauxita na Amazônia, a ação da matéria orgânica é apontada como responsável pelo sucesso da revegetação da área (Parrota et al., 1997). Como principal fonte de nutrientes (Franco et al., 1992) a incorporação de matéria orgânica via serapilheira possivelmente propicia o desenvolvimento da vegetação sobre a camada de estéril.

De acordo com Prach et al. (2001), o período de tempo requerido para o estabelecimento de espécies lenhosas em áreas degradadas por mineração na Europa Central tem sido em média 20 anos. Após trinta anos de sucessão espontânea, em estéril de mineração de xisto na Estônia, Pensa et al. (2004) concluíram que a regeneração natural é uma técnica

útil para restauração de pequenas áreas e pode substituir técnicas de recuperação típicas, como plantações de monocultura, tendo como objetivo a diversidade. Nesse estudo, a diversidade foi maior onde a regeneração natural ocorreu, comparando com áreas plantadas, sendo que a sucessão espontânea aumenta o estabelecimento da vegetação e pode criar habitats para uma grande variedade de organismos.

Com relação à área de estudo, em um período de 20 anos, a regeneração florestal alcançou um estágio sucessionário secundário inicial de acordo com a maioria das espécies presentes na área (Araújo et al, no prelo). Um dos fatores que possivelmente está sendo determinante no processo de regeneração florestal nessa área degradada, é a proximidade com florestas secundárias, contribuindo no *in put* de indivíduos e espécies. Tal evento foi determinante na riqueza da regeneração em áreas de mineração de bauxita na Amazônia (Parrota et al., 1997) e no Mato Grosso (Rodrigues et al., 2004), confirmando a importância da conservação de fragmentos florestais remanescentes para a restauração de áreas degradadas. Além disso, a presença de quatro árvores remanescentes que permaneceram na área, contribuiu com dispersão de sementes e como poleiros para aves.

O estéril é a parte não aproveitada do minério, isso inclui as camadas super e subsuperficiais IBAMA (1990). Contudo, na área de estudo, de acordo com observações, a camada de estéril depositada (D) sobre a pastagem, parece ser composta principalmente pelo material de origem que se encontra exposto no topo, pois ambos apresentam a mesma cor rósea e se aproximam nos atributos físicos e químicos. Desta forma a vegetação estaria se regenerando em cima de um horizonte C atípico, não estruturado.

Pela análise da literatura, levantamentos de solo que contemplem o horizonte C são escassos. Com isso estudos que visam a capacidade produtiva do horizonte C não são encontrados. O fato da regeneração florestal se desenvolver em cima de um horizonte C de gnaisse (depósito), trás alguns questionamentos, como exemplo, o que possibilitou essa camada suportar uma vegetação florestal? Essa pergunta pode ser respondida com base no que já foi explicitado acima no texto, que resumindo seria: a matéria orgânica depositada ao longo dos anos pela vegetação, começando com os indivíduos arbóreos remanescentes, proporcionou nutrientes e umidade suficientes para o desenvolvimento da vegetação e do solo.

4. CONCLUSÕES

O topo da encosta, onde a mineração foi efetiva e não há vegetação, possui fertilidade mais baixa que o terço médio e inferior onde ocorreu a regeneração florestal.

A camada mais superficial (0-2cm) onde se formou o horizonte A da camada de estéril, apresentou os maiores valores para a maioria das variáveis medidas, sendo os valores encontrados para as outras camadas mais baixos.

A capacidade de campo, interfere positiva e significativamente no carbono orgânico e vice-versa. Esses dois últimos estão fortemente ligados aos nutrientes K, Mg^{2+} e Ca^{2+} e à CTC, provenientes da ciclagem da matéria orgânica presente na camada superficial do solo. Isso destaca a importância do controle dos processos erosivos, por parte da vegetação colonizadora, como forma de impedir a perda da camada superficial e conseqüentemente a incorporação do carbono orgânico associado.

Assim, pode-se inferir que o papel da ciclagem de nutrientes nesse sistema tem sido fundamental para a manutenção da vegetação, assim como sua capacidade de retenção de água, permitindo o suprimento de umidade.

O carbono orgânico e a capacidade de campo podem ser bons indicadores do estágio de recuperação/degradação do solo.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAÚJO, F. S. de et al. Estrutura da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, Brás Pires, MG. (No prelo).

ALVAREZ, V.V.H. et al. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P.T.G.; ALVAREZ, V.V.H.. (Eds.) **Recomendações para uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. Viçosa: CFSEMG. 1999. p. 25-32.

BERENDSE, F. Effects of dominant plant species on soils during succession in nutrient-poor ecosystems. **Biogeochemistry**, v. 42, p.73-78, 1998.

BINKLEY, D. & GIARDINA, C. Why do tree species affect soils? The warp and woof of tree-soil interactions. **Biogeochemistry**, v. 42. p.89-106, 1998.

BRAMBLE, W.C. & ASHLEY, R. H. Natural revegetation of spoil banks in central Pennsylvania. **Ecology**, v.36. p. 417-423, 1955.

CARVALHO-FILHO, A. **Caracterizações mineralógica, química e física de solos de duas unidades de paisagem do Planalto de Viçosa, MG**. 1989. 114p. Dissertação (Mestrado em Solos)-Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 1989.

CARVALHO, P.E.R. **Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidade e uso da madeira**. Brasília: EMBRAPA / CNPF / SPI, 1994. 640p.

CITADINI-ZANATTE, V.; BOFF, V. P. **Levantamento florístico em áreas mineradas a céu aberto na região carbonífera de Santa Catarina, Brasil**. Santa Catarina: Fundo Especial de Proteção ao Meio Ambiente – FEPEMA, 1992. 160p.

DUNCAN, R. S. & DUNCAN, V. E. Forest succession and distance from forest edge in an Afro- Tropical Grassland. **Biotropica**, v. 32, p. 33-41, 2000.

EMBRAPA-EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, 1999. 212p.

FELFILL, J.M.. **Struture and dynamics of a galery forest in central Brazil**. 1993.180p. Tese (Doutorado em Ecologia Florestal)-Oxford, U.K: University of Oxford.,1993.

FRANCO, A.A. et al. **Revegetação de solos degradados**. Seropédica: EMBRAPA/CNPBA. (Comunicado técnico nº 9), p. 1-9, 1992.

GUARIGUATA, M.R.; RHEINGANS, R.; MONTAGNINI, F. Early woody invasion under tree plantations in Costa Rica: implications for forest restoration. **Restoration Ecology**, v.3, n.4, p.252-260, 1995.

HOLL, K.D.; KAPPELLE, M. tropical forest recovery and restoration. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 14, n.10, p.378-379, 1999.

HOLL, K.D. Long-term vegetation recovery on reclaimed coal surface mines in the eastern USA. **Journal of Applied Ecology**, v. 39, p. 960-970, 2002.

IBAMA. **Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração: técnicas de revegetação**. Brasília, 1990. 96p

JOHNSON, F.L.; GIBSON, D. J.; RISSER, P.G. Revegetation of unreclaimed coal strip-mines in Oklahoma. **Journal of Applied Ecology**, v. 19, p. 453-463, 1982.

JONG van Lier, Q. Índices da disponibilidade de água para as plantas. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V.V.H.; SCHAEFER, C.E.G.R., eds. **Tópicos em Ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p.95-106.

KIMMERER, R. W. Vegetation development on a dated series of abandoned lead and zinc mines in Southwestern Wisconsin. **The American Midland Naturalist**, v. 111, n.2, p.332-341, 1984.

LORENZO, J. S., et al. A fitosociologia para recuperar área de lavra. **Revista Ambiente**, v.8, n.1, p.26-34, 1994.

LOPES, A.S. & GUIDOLIN, J.A. **Interpretação de análise de solo:conceitos e aplicações**. 3º edição. São Paulo: ANDA-Associação Nacional para Difusão de adubos, 1989. 64p. (Boletim Técnico nº 2).

MARTINS, S.V. & RODRIGUES, R. R. Produção de serapilheira em clareiras de uma Floresta estacional Semidecidual no município de Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 22, n.3, p.405-412.1999.

MARTINS, S.V. **Recuperação de matas ciliares**. Viçosa: Editora Aprenda Fácil, 2001, 146p.

MARTINS, S. V. et al. Distribuição de espécies arbóreas em um gradiente topográfico de Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG. **Scientia Forestalis**, n.64, p. 172-181, 2003.

MOORE, D.M., REYNALDS JUNIOR, R.C. **X-ray diffraction and identification and analysis of clay minerals**. New York: Oxford University Press, 1989.332p.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa, MG: UFV, DPS, 1999.399p.

NUNES, W.A.G.A. et al. Relação solo-paisagem-material de origem e gênese de alguns solos no domínio do “Mar de Morros”, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.25. p. 341-354, 2001.

OLIVEIRA, R.R. et al. Significado ecológico da orientação de encostas no Maciço da Tijuca, Rio de Janeiro. **Oecologia Brasiliensis**, v.1, p. 523-541, 1995.

PARROTA, J.A.; KNOWLES, O. H.; WUNDERLE JR, J.M. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forest on a bauxite mined site in Amazônia. **Forest Ecology and Management**, v.99, p.21-42, 1997.

PENSA, M.. An analysis of vegetation restoration on opencast oil shale mines in Estonia. **Restoration Ecology**, v.12, n. 2, p. 200-206. 2004.

PRACH, K. Succession of wood species in derelict sites in Central Europe. **Ecological Engineering**, v.3. p. 49-56. 1994.

PRACH, K, PYSEK, P. Spontaneous establishment of woody plants in central European derelict sites and their potential for reclamation. **Restoration Ecology**, v.2, p. 190-197. 1994.

PRACH, K. et al. The role of spontaneous vegetation succession in ecosystem restoration: a perspective. **Applied Vegetation Science**, v. 4, p. 111-114. 2001.

PUERTA, R. Regeneração arbórea em pastagens abandonadas na região de Manaus em função da distância da floresta contínua. **Scientia Florestalis**, n. 62, p. 32-39, 2002.

RAPOSO, F.O. **Programa de levantamentos geológicos básicos do Brasil: Rio Espera, SF.23-X.B.IV**. Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte, DNPM/CPRM, 1991. 174p.

REBELE, F. Colonization and early succession on anthropogenic soils. **Journal of Vegetation Science**, v. 3, p. 201-208. 1992.

REZENDE, S.B. **Geomorphology, mineralogy and genesis of four soils on gneiss in southeastern Brazil**. 1980. 143p. Tese (Doctor of Philosophy). West Lafayette, Purdue University. 1980.

RESENDE, M. et al. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. 3º ed. Viçosa: NEPUT, 1999. 388p.

RODRIGUES, R.R; MARTINS, S.V.; BARROS, L.C. Tropical Rain Forest regeneration in an area degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.190, p.323-333, 2004.

RUIVO, M.L.P.; BARROS, N.F.; SCHAEFFER, C.E.R. Vegetação, biomassa microbiana e características do solo como indicadores de reabilitação de áreas mineradas na Amazônia Oriental, Belém. **Revista de Ciências Agrárias**, n.36, p.137-160, 2001.

RUIZ, H. A.; FERREIRA, G.B.; PEREIRA, J.B.M. Estimativa da capacidade de campo de Latossolos e Neossolos Quartzarênicos pela determinação do equivalente de umidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p. 389-393, 2003.

SINGH, A.N.; RAGHUBANSHI, A.S.; SINGH, J.S. Plantations as a tool for mine spoil restoration. **Current Science**, v. 82, p. 1436-1441.2002.

SKOUSEN, J.G.; JOHNSON, C.D.; GARBUTT, K. Natural revegetation of 15 abandoned mine land sites in west Virginia. **Journal Environmental Quality**, v. 23, p. 1224-1230, 1994.

SPURR, S. H.; BARNES, B.V. **Forest ecology**. New York: Ronald Press, 1973.

TEIXEIRA, W.A.; LEMOS FILHO, J.P. Fatores edáficos e a colonização de espécies lenhosas em uma cava de mineração de ferro em Itabirito, MG. **Revista Árvore**, v. 26, n.1, p. 25-33, 2002.

VIDAL, M. **Revegetação de área degradada pela mineração de caulim na Zona da Mata, em MG: um estudo de caso**. 2001. 66p. Tese (Mestrado em Ciência Florestal).Universidade Federal de Viçosa. Viçosa.2001.

CONCLUSÕES GERAIS

A composição florística mostra uma floresta em transição da etapa seral pioneira para secundária inicial. No entanto, já apresenta elementos típicos das florestas em etapas serais mais avançadas – espécies secundárias tardias, indicando o avanço da sucessão secundária. As famílias mais ricas foram Leguminosae, com 11 espécies (Papilionoideae com 6, Mimosoideae com 3 e Caesalpinioideae com 2), seguida de Annonaceae com 5, Lauraceae e Melastomataceae com 4 espécies cada.

A síndrome de dispersão que prevaleceu foi a zoocórica, possivelmente maximizada pela presença de indivíduos remanescentes na área atuando como poleiros, revelando a importância da presença de fragmentos próximos como fonte de propágulos e o papel da fauna dispersora na recuperação de áreas degradadas.

Pela análise de agrupamento foi possível observar as baixas similaridades com os fragmentos comparados, que foram condicionadas ora pela distância entre eles, ora pelo estágio sucessional, bem como o histórico de uso particular de cada área.

A análise fitossociológica indicou como famílias mais importantes Leguminosae- (Mimosoidea), Tiliaceae, Leguminosae (Papilionoideae), Cecropiaceae e Annonaceae. As espécies com os maiores valores de importância foram *Piptadenia gonoacantha*, *Luehea grandiflora*, *Anadenanthera peregrina*, *Cecropia glaziovi*, *C. hololeuca*, *Xylopia brasiliensis*, *Dalbergia nigra*, *Machaerium nictitans*, *Casearia sylvestris* e *Xylopia sericea*.

O isolamento da área dos fatores de degradação, como entrada de gado bovino, extração de lenha e ocorrência de fogo, bem como a proximidade de fontes de propágulos, provavelmente contribuíram para o avanço da regeneração florestal na área degradada

A análise do substrato revelou o início de formação de um horizonte A, proveniente da incorporação de material orgânico via serapilheira depositada, condicionando uma melhora geral no status nutricional e permitindo a sustentação de uma vegetação florestal.

O topo da encosta possui fertilidade mais baixa que o terço médio e inferior. Este fato é explicado pelo alto nível de degradação em que se encontra, diferente dos outros dois trechos em que a vegetação se desenvolveu, onde o solo original se manteve, não sofrendo a extração do caulim.

A camada mais superficial (0-2cm) onde se formou o horizonte A da camada de estéril, apresentou os maiores valores para a maioria das variáveis medidas, sendo os valores encontrados para as outras camadas mais baixos, daí, pode-se inferir que o papel da ciclagem de nutrientes nesse sistema tem sido fundamental para a manutenção da vegetação, assim como sua capacidade de retenção de água, permitindo um adequado suprimento de umidade.

O carbono orgânico, e a capacidade de campo, podem ser bons indicadores do estágio de recuperação/degradação do solo.

A capacidade de adaptação das espécies relacionadas neste trabalho às condições do substrato, possibilitam o uso futuro destas espécies para a revegetação de áreas mineradas a céu aberto, em ambientes semelhantes, já que são pouco exigentes em fertilidade de solo.

RECOMENDAÇÕES

A partir dos resultados obtidos podem ser feitas as seguintes recomendações:

O histórico de uso da área e o grau de degradação, possivelmente determinaram o rumo e o desenvolvimento da regeneração natural. As condições particulares nas quais a sucessão espontânea procedeu-se, devem ser analisadas com cautela para possíveis utilizações futuras dos dados obtidos nesse trabalho, quando se pretender utilizar o simples abandono da área como medida de recuperação de áreas degradadas. Outros fatores importantes, que contribuíram para o desenvolvimento da vegetação foram a existência de remanescentes de indivíduos arbóreos no local, presença de fragmentos florestais adjacentes e o isolamento da área efetuado pelos proprietários.

Como medida de contenção das ravinas existentes no interior da mata, pode-se utilizar bambus secos para serem feitos degraus ao longo das ravinas na encosta e serem plantadas mudas de espécies existentes na área, coletadas no próprio local. A chance das mudas se desenvolverem dentro das ravinas prece ser boa, já que, são encontrados indivíduos lenhosos crescendo dentro delas. Aliado a esse procedimento, pode ser realizado o enriquecimento com espécies secundárias tardias.

No topo da encosta e em seu lado oeste, onde a mineração foi efetiva, a recuperação torna-se mais difícil. A extensão da área degradada é grande e a alteração do relevo é drástica. Nesse caso, obras geotécnicas são imprescindíveis para posterior revegetação (utilizando-se as espécies citadas nesse trabalho), se o objetivo for o retorno da área próximo a sua condição original.