

**UNIVERSIDADE FEDERAL DOS VALES DO JEQUITINHONHA E MUCURI**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA FLORESTAL**  
**WANDER GLADSON AMARAL**

**CARACTERIZAÇÃO DE ÁREAS EM DIAMANTINA (MG) SOB DIFERENTES**  
**TIPOS DE DEGRADAÇÃO: SUBSTRATO, DINÂMICA DA VEGETAÇÃO E**  
**PAISAGEM**

**Diamantina - MG**  
**2012**

**WANDER GLADSON AMARAL**

**CARACTERIZAÇÃO DE ÁREAS EM DIAMANTINA (MG) SOB DIFERENTES  
TIPOS DE DEGRADAÇÃO: SUBSTRATO, DINÂMICA DA VEGETAÇÃO E  
PAISAGEM**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri - UFVJM, como pré-requisitos para obtenção do grau de Mestre em Ciência Florestal.

Orientador: Prof. Dr. Israel Marinho Pereira

**Diamantina - MG  
2012**

**WANDER GLADSON AMARAL**

**CARACTERIZAÇÃO DE ÁREAS EM DIAMANTINA (MG) SOB DIFERENTES  
TIPOS DE DEGRADAÇÃO: SUBSTRATO, DINÂMICA DA VEGETAÇÃO E  
PAISAGEM**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri - UFVJM, como pré-requisitos para obtenção do grau de Mestre em Ciência Florestal.

**COMISSÃO EXAMINADORA**

Prof. Dr. José Aldo Alves Pereira - DCF/UFLA  
Membro

Prof. Dr. Evandro Luiz Mendonça Machado – DEF/UFVJM  
Membro

Prof. Dr<sup>a</sup>. Danielle Piuzana Mucida – BHU/UFVJM  
Membro

Prof. Dr<sup>a</sup>. Gleyce Campos Dutra – DEF/UFVJM  
Membro

Prof. Dr. Israel Marinho Pereira – DEF/UFVJM  
Presidente

APROVADA em 20 de julho de 2012

DIAMANTINA - MG  
2012

*A DEUS, e aos meus queridos pais,  
Gilson e Magna, eu dedico esse trabalho;  
agradeço-lhes pela vida e oportunidade  
e com ELES compartilho essa grande vitória.*

*“Cada dia a natureza produz o suficiente para  
nossa carência. Se cada um tomasse o que lhe  
fosse necessário, não havia pobreza no mundo  
e ninguém morreria de fome”*

*Mahatma Gandhi*

## AGRADECIMENTOS

A DEUS, pela vida e por tudo.

Aos meus pais, Gilson Cosme Amaral e Magna de Almeida Silva Amaral, pelo amor incondicional, incentivo nos momentos difíceis, sem os quais eu não teria chegado até aqui.

A minha irmã Cristiany, pela amizade, cumplicidade e principalmente pela paciência infinita.

Aos meus familiares, por me alegrarem, apoiarem e incentivarem.

A Andréa, pela amizade, incentivo e exemplo de solidariedade ao próximo.

À Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM) e ao Departamento de Engenharia Florestal (DEF), pela minha formação como Engenheiro Florestal e agora pelo título Mestre em Ciência Florestal.

Ao professor Israel Marinho Pereira, pela amizade, confiança, dedicação no enriquecimento de meus conhecimentos, oportunidade de trabalhos desenvolvidos e exemplo profissional.

A professora Danielle Piuzana Mucida, pela coorientação e disponibilidade.

Ao professor Evandro Luiz Mendonça Machado pelas valiosas sugestões e momentos de descontração.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pelo apoio financeiro.

Aos amigos do curso de Engenharia Florestal, Luiz Gustavo, Paula, Luiz David, Eduardo Couto e Thais Jales, pela amizade e inúmeras horas de trabalho de campo e digitalização de dados.

Aos meus colegas de Pós-Graduação em Ciência Florestal, em especial os do Laboratório de Conservação de Ecossistemas e Recuperação de Áreas Degradadas pela amizade e inúmeros momentos agradáveis compartilhados.

A todos aqueles que mesmo em pensamento contribuíram para a realização de mais este sonho, proporcionando a mim mais um gostinho de missão cumprida.

**MUITO OBRIGADO !!!**

## **BIOGRAFIA**

WANDER GLADSON AMARAL, filho de Gilson Cosme Amaral e Magna de Almeida Silva Amaral, nasceu em 12 de fevereiro de 1988, em Diamantina, Minas Gerais. Coursou o ensino fundamental e médio na Escola Estadual Durval Cândido Cruz em Planalto de Minas, município de Diamantina, Minas Gerais. Em dezembro de 2005, concluiu o ensino médio no Colégio Tiradentes da Polícia Militar de Minas Gerais em Diamantina. Em fevereiro de 2006, iniciou o Curso de Graduação em Engenharia Florestal na Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, concluindo-o em Julho de 2010. De fevereiro de 2008 a julho de 2009, foi monitor remunerado das disciplinas de Entomologia Florestal e Dendrologia e Ecologia Florestal; e de julho de 2009 a julho de 2010, foi bolsista de Iniciação Científica pelo Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica (PIBIC), pelo convênio PIBIC/FAPEMIG. Em agosto de 2010, iniciou o Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM), em nível de Mestrado, na área de Conservação e Recuperação de Ecossistemas, submetendo-se à defesa da dissertação em julho de 2012.

## RESUMO

AMARAL, Wander Gladson. **Dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora em áreas sob diferentes tipos de degradação em Diamantina, MG**, 2012. 80p. (Dissertação - Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2012.

Atividades antrópicas vêm de encontro com o paradoxo do desenvolvimento e da conservação. Assim a demanda por matéria-prima para sustentar os meios de produção, tem íntima relação com a exploração dos recursos naturais, que realizada de modo inadequado e insustentável, gera a degradação do meio ambiente. Neste contexto, diante dos desafios que se apresentam para a sustentabilidade, alternativas estas, que tenham eficácia no seu propósito (integração dos conhecimentos silviculturais e princípios ecológicos) e retorno destas áreas às condições próximas das originais. O presente trabalho teve como objetivos estudar a dinâmica da paisagem e da vegetação arbustivo-arbóreo em áreas sob diferentes tipos de degradação em Diamantina, MG. As comunidades das áreas degradadas pelo garimpo de diamante (ADGD) e ouro (ADGO), assim como, pelo processo de voçorocamento (ADV) contou com 50 (10 x 10 m), 30 (10 x 10 m) e 36 (5 x 3m) parcelas respectivamente, que no primeiro inventário, foram amostrados todos os indivíduos arbóreo-arbustivo vivos com  $DAS_{30} \geq 3$  cm. No segundo inventário, foram registrados os indivíduos mortos, remensurados os sobreviventes e mensurados e identificados os indivíduos recrutados. Foram calculadas as taxas de dinâmica: mortalidade, recrutamento, ganho e perda em área basal e número de indivíduos para cada área. Os valores de  $H'$  obtidos para as áreas foram comparados aos pares pelo teste de  $t$  de Hutcheson. Em cada parcela, foi coletada uma amostra composta do substrato superficial (0-20 cm), sendo analisados os parâmetros químicos: pH em água; teores de P,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  e  $Al^{3+}$ ; complexo sortivo (acidez potencial (H +Al), saturação por bases (V%), soma de bases (SB), CTC a pH 7 (T), CTC efetiva (t) e saturação por alumínio (m%)) e matéria orgânica (M.O); físicos: teores de areia, silte e argila, resistência mecânica à penetração ao longo da camada de 0-30 cm, umidade, cobertura de rocha e cascalho exposto. As variáveis ambientais foram comparadas pelo teste  $t$  para amostras independentes ( $P < 0,05$ ). Para analisar as correlações entre os gradientes ambientais e vegetacionais foi empregada a Análise de Correspondência Canônica (CCA). A área estudada na dinâmica da paisagem contou com 2.509,92 ha definidos entre os paralelos 7989545,95 e 7984296,35 sul e meridianos 646367,51 e 651117,89 oeste. O mapeamento e classificação da cobertura vegetal foi realizado por meio da interpretação visual de fotografias aéreas para os anos de 1950 e 2006. A quantificação estrutural da paisagem foi descrita por meio de índices de composição e configuração espacial resultantes do software Fragstats. No geral foram amostrados 1.152 indivíduos, pertencentes a 16 famílias e 38 espécies, sendo, 153 indivíduos, 5 famílias e 9 espécies pertencentes a ADGD; 921 indivíduos, 16 famílias e 36 espécies pertencentes a ADGO e 78 indivíduos, 9 famílias e 11 espécies pertencentes a ADV. A análise dos atributos físicos e químicos do substrato evidenciou alta limitação ao desenvolvimento de plantas colonizadoras, apresentando como restrições, substratos de textura arenosa com baixa fertilidade natural, acidez elevada além de classe de resistência a penetração média para as áreas degradadas pelo garimpo de ouro e diamante. Verificou-se que houve relação entre os gradientes ambientais e a abundância e composição florística da vegetação colonizadora, ficando a maioria das espécies mais fortemente correlacionada com as variáveis topográficas (desnível), químicas (M.O e m) e físicas (umidade). Todos os indicadores estruturais analisados mostraram que as áreas estão em processo de construção inicial, porém a área degradada pelo garimpo de ouro encontra-se em estágio sucessional mais avançado quando comparado com área degradada pelo processo de voçorocamento e a área degradada pelo

garimpo de diamante. Os mapas temporais de cobertura do solo evidenciam que a área de estudo apresenta grande influência de atividades antrópicas. Contudo a quantidade de habitat natural na área de estudo foi bem superior ao limiar de percolação, passando de 99,26% (2491,59 ha) em 1950 para 89,62% (2249,35 ha) em 2006. Nesse contexto, é possível constatar que a paisagem se manteve estruturalmente conectada por meio de grandes fragmentos de vegetação nativa, proporcionando condições de sustentabilidade.

Palavra-chave: Substrato; relação solo-planta; heterogeneidade espacial; sucessão ecológica; ecologia da paisagem.



## ABSTRACT

AMARAL, Wander Gladson. **Dynamics of shrub tree vegetation colonizing areas under different types of degradation in Diamantina, MG**, 2012. 80p. Dissertation (Masters in Forest Science) – Federal University of the Jequitinhonha and Mucuri Valley, Diamantina, 2012.

Anthropogenic activities have been meeting with the paradox of development and conservation. Thus the demand for raw materials to sustain the means of production, is closely related to the exploitation of natural resources, which conducted improperly and unsustainable, causes the degradation of the environment. In this context, a scientific community, facing the challenges that present themselves to a sustainability of the planet, has been conducting research aimed at generating alternatives for the recuperation of degraded areas; these alternatives, which are effective in their purpose (integration of knowledge silvicultural and ecological principles) and return these areas to conditions similar to the originals. This study aimed to characterize physical and chemical substrate, to relate the abundance distribution of the colonizing species with environmental variables, to study the dynamics of the floristic composition of vegetation and analyze the dynamics of the landscape around the three areas under different types of degradation, between the years 1950 and 2006, emphasizing the changes in landscape due to human activities in the State Park Biribiri (PEB) and surroundings, in Diamantina, MG. The communities of areas degraded by mining diamond (ADGD) and gold (ADGO), as well as the process of voçorocamento (ADV) had 50 (10 x 10 m), 30 (10 x 10 m) and 36 (5 x 3 m) plots respectively, in the first inventory sampled all shrub tree individuals with  $DAS_{30} \geq 3$  cm. In the second inventory, dead individuals were recorded, re-measured the survivors and measured and identified the recruited individuals. We calculated rates of mortality, recruitment, gain and loss in basal area and number of individuals for each area. Values  $H'$  obtained for areas were compared in pairs by t test Hutcheson. In each plot was collected a sample of the substrate surface (0-20 cm) were analyzed for chemical parameters: pH in water; levels of P,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  and  $Al^{3+}$ , exchangeable cations (potential acidity (H + Al), base saturation (V%), sum of bases (SB), CTC at pH 7 (T), effective CTC (t), aluminum saturation (m%)) and organic matter (M.O); physical: contents of sand, silt and clay, penetration resistance along the 0-30 cm layer, moisture, coverage of rock and gravel exposed. Environmental variables were compared by t test for independent samples ( $P < 0.05$ ). To analyze the correlations between environmental gradients and vegetation was used Canonical Correspondence Analysis (CCA). The area studied in the dynamics of the landscape had 2,509.92 ha defined between the parallel and 7,989,545.95 7,984,296.35 646,367.51 meridian and south and west 651,117.89. The mapping and classification of vegetation cover was done by visual interpretation of aerial photographs for the years 1950 and 2006. Quantification structural landscape has been described by means of indexes of composition and spatial configuration resulting Fragstats software. Overall 1152 individuals were sampled, belonging to 16 families and 38 species, and, 153 individuals, families 5 and 9 species of ADGD, 921 individuals, 16 families and 36 species belonging to ADGO and 78 individuals, 9 families and 11 species belonging ADV. The analysis of physical and chemical properties of the substrate showed high limiting the development of colonizing plants, presenting as constraints, sandy substrates with low fertility, high acidity than class average penetration resistance for areas degraded by mining gold and diamond. There was a relationship between environmental gradients and floristic composition and abundance of colonizing vegetation, most species being more strongly correlated with the topographic variables (elevation), chemical (M.O and m) and physical (moisture). All structural indicators analyzed showed that the areas are in the process of initial construction,

but the area degraded by mining gold is found in more advanced successional stage compared with the degraded area by process voçorocamento and the area degraded by mining diamonds. Temporal maps of land cover indicate that this area of study has great influence anthropogenic activities. However the amount of natural habitat in the study area was well above the percolation threshold, from 99.26% (2491,59 ha) in 1950 to 89.62% (2249,35 ha) in 2006. In this context, it can be seen that the landscape remained structurally connected by means of large fragments of native vegetation, providing conditions for sustainability.

Keyword: Substrate, soil-plant; spatial heterogeneity, ecological succession; landscape ecology.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

CAPÍTULO I.		Pág.
Figura 1	Área de estudo, enfatizando a localização de três áreas degradadas. Em que: ADGD = área degradada pelo garimpo de diamante; ADGO = área degradada pelo garimpo de ouro; ADV = área degradada pelo processo de voçorocamento.....	6
Figura 2	Dinâmica da paisagem (1950 – 2006) no entorno de três áreas sob diferentes tipos pretéritos de degradação em Diamantina, MG.....	11
CAPÍTULO II.		
Figura 1	Localização das três áreas degradadas e a área referência. Em que: ADGD = área degradada pelo garimpo de diamante; ADGO = área degradada pelo garimpo de ouro; ADV = área degradada pelo processo de voçorocamento e AR = área referência.....	25
Figura 2	Análise de componentes principais das variáveis ambientais coletadas de 141 parcelas em três áreas degradadas em processo de recuperação e uma área referência em Diamantina, MG.....	33
CAPÍTULO III.		
Figura 1	Área de estudo, evidenciando a localização das três áreas degradadas estudadas. Em que: ADGD = área degradada pelo garimpo de diamante; ADGO = área degradada pelo garimpo de ouro; ADV = área degradada pelo processo de voçorocamento.....	44
Figura 2	Diagrama de ordenação das parcelas (A) e espécies (B) produzidos pela análise de correspondência canônica (CCA) da distribuição do número de indivíduos de 38 espécies arbustiva-arbórea em três áreas sob diferentes tipos pretéritos de degradação em Diamantina, MG.....	52
CAPÍTULO IV.		
Figura 1	Área de estudo, mostrando a localização das três áreas degradadas. Em que: ADGD = área degradada pelo garimpo de diamante; ADGO = área degradada pelo garimpo de ouro; ADV = área degradada pelo processo de voçorocamento.....	64
Figura 2	Diagrama de Venn extraído da composição florística de três áreas degradadas em processo de recuperação em Diamantina, MG, mostrando o número de espécies compartilhadas. Em que: A = primeiro inventário; B = segundo inventário; ADGO = área degradada pelo garimpo de ouro; ADGD = área degradada pelo garimpo de diamantes; ADV = área degradada pelo processo de voçorocamento; E = espécies exclusivas; C = espécies comuns entre as áreas; N = número total de espécies registradas na área.....	74

## LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I.					
				Pág.	
Tabela 1	Caracterização temporal das classes de uso e cobertura do solo, com relação a área, número, densidade e índice de maior fragmento na área de estudo para os anos de 1950 e 2006. Em que: NP = número de fragmentos; PD = densidade de fragmentos e LPI = índice do maior fragmento.....				9
Tabela 2	Distribuição dos fragmentos de floresta estacional semidecidual, campo rupestre e afloramento rochoso da Serra do Espinhaço Meridional de acordo com grupos de tamanho (1950-2006).....				12
Tabela 3	Métricas de forma, área central e isolamento/proximidade para as diferentes fisionomias dentro de um raio de 200 m para os anos de 1950 e 2006.				14
CAPÍTULO II.					
Tabela 1	Atributos químicos e físicos do substrato superficial (0-20 cm) de três áreas sob diferentes tipos pretéritos de degradação e uma área referência em região de campo rupestre no Parque Estadual de Biribiri, MG. Os valores são médias $\pm$ desvios padrão das n amostras de cada uma das quatro áreas. As médias seguidas de letras diferentes indicam diferenças significativas em testes de t para amostras independentes ( $P < 0,05$ ).....				28
CAPÍTULO III.					
Tabela 1	Relação das espécies arbustivo-arbóreas com numero de indivíduos $\geq 5$ registrados nas áreas de estudo no Parque Estadual do Biribiri, Diamantina, MG, dispostas em ordem alfabética de família, seguidas de seus respectivos numero de indivíduos (NI.) e suas guildas. Em que: G.R = guilda de regeneração (P = pioneira; SI = secundária inicial; ST = secundária tardia; C = clímax); G. D = guildas de dispersão (Ane = anecórica; Zoo = zoocórica; Auto = autocórica); HÁB = hábito (Arb = árvore; Arbu = arbustivo).....				46
Tabela 2	Tabela de contingência com as frequências observadas e esperadas (entre parênteses) de indivíduos arbustivo-arbóreos por guilda de regeneração, dispersão e hábito para as três áreas degradadas. Os resultados dos testes de qui-quadrado são fornecidos para cada tabela como um todo e para suas linhas e colunas em separado.....				50
CAPÍTULO IV.					
Tabela 1	Dinâmica da comunidade arbustiva-arbórea ( $DAP_{30} \geq 3$ cm) de três áreas em diferentes tipos pretéritos de degradação na região de Diamantina- MG, contabilizada para cada área e expressa em número de indivíduos e área basal.....				70

## SUMÁRIO

	Pág.
RESUMO.....	iii
ABSTRACT.....	v
LISTA DE ILUSTRAÇÕES.....	vii
LISTA DE TABELAS.....	viii
INTRODUÇÃO GERAL.....	01
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	02
CAPÍTULO I.....	03
1 Resumo.....	03
2 Abstract.....	04
3 Introdução.....	05
4 Material e métodos.....	06
5 Resultados e discussão.....	08
6 Conclusões.....	17
7 Agradecimentos.....	17
8 Referências bibliográficas.....	17
CAPÍTULO II.....	21
1 Resumo.....	21
2 Abstract.....	22
3 Introdução.....	23
4 Material e métodos.....	24
5 Resultados e discussão.....	26
6 Conclusões.....	34
7 Agradecimentos.....	34
8 Referências bibliográficas.....	35
CAPÍTULO III.....	40
1 Resumo.....	40
2 Abstract.....	41
3 Introdução.....	42
4 Material e métodos.....	43
5 Resultados e discussão.....	46
6 Conclusões.....	55
7 Agradecimentos.....	56
8 Referências bibliográficas.....	56
CAPÍTULO IV.....	60

1 Resumo.....	60
2 Abstract.....	61
3 Introdução.....	62
4 Material e métodos.....	63
5 Resultados e discussão.....	66
6 Conclusões.....	75
7 Agradecimentos.....	75
8 Referências bibliográficas.....	75

## INTRODUÇÃO GERAL

Atividades antrópicas vêm de encontro com o paradoxo do desenvolvimento e da conservação. Assim a demanda por matéria-prima para sustentar os meios de produção, tem íntima relação com a exploração dos recursos naturais, que realizada de modo inadequado e insustentável, gera a degradação do meio ambiente.

Neste contexto, a atividade de extração mineral constitui um dos principais fatores antrópicos de degradação ambiental (FONSECA, 1989), devido às grandes modificações físicas químicas e bióticas que provoca. Os efeitos negativos da atividade de mineração exibem maior intensidade naquelas a céu aberto, onde a paisagem é fortemente modificada, as águas poluídas (SILVA, 1993) e o que resulta deste processo não é mais solo e sim uma matriz de material mineral, de pobre estrutura física, pouca ou nenhuma matéria orgânica e reduzidos teores de macro e micronutrientes (LONGO et al., 2011). Contudo outro fenômeno que tem preocupado o homem nas últimas décadas é a erosão do solo, despertando interesse de pesquisadores no que se refere às causas que levam a sua origem, evolução e controle, em razão desta, atingir e inutilizar extensas áreas de terras, levando, até mesmo, a uma descaracterização completa do meio físico (LOSCHI et al., 2011).

Diante disto a humanidade, vem buscando alternativas para a recuperação das áreas degradadas; alternativas estas, que tenham eficácia no seu propósito com menor custo e o retorno destas áreas às condições próximas das originais. Para mitigar esses impactos ambientais adversos, técnicas eficazes de recuperação florestal são necessárias e sua implementação bem sucedida requer planejamento cuidadoso e integração das operações de mineração e de recuperação com base nos conhecimentos silviculturais e princípios ecológicos (BRADSHAW, 1987).

O presente trabalho teve como objetivos realizar a caracterização física e química do substrato, relacionar a distribuição da abundância das espécies colonizadoras com as variáveis ambientais, estudar a dinâmica da composição e estrutura florística da vegetação e analisar a dinâmica da paisagem no entorno de três áreas sob diferentes tipos pretérito de degradação, entre os anos de 1950 e 2006, enfatizando-se as alterações ocorridas na paisagem em virtude de ações antrópicas no Parque Estadual do Biribiri (PEB) e entorno, no município de Diamantina, MG.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BRADSHAW, A. D. The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. W. R. JORDAN, M. E. GILPIN, and J. D. ABER, editors. **Restoration ecology**: a synthetic approach to ecological research. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, p. 53-74, 1987.

FONSECA, F. Os efeitos da mineração sobre o meio ambiente. **Brasil Mineral**, v. 7, p. 74 - 80, 1989.

LONGO, M. R.; RIBEIRO, A. I.; MELO, W. J. Uso da adubação verde na recuperação de solos degradados por mineração na floresta amazônica. **Bragantia**, Campinas, v. 70, n. 1, p.139-146, 2011

LOSCHI, R. A.; PEREIRA, J. A. A.; MACHADO, E. L. M.; CARLOS, L.; MARQUES, J. J. G. S. M. Interações espécie-ambiente na colonização de uma voçoroca em Itumirim, Minas Gerais. **Revista Cerne**, Lavras, v. 17, p. 161-180, 2011.

SILVA, K. E. **Avaliação química e física para a revegetação de um rejeito de mineração de ferro**. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, p. 80, 1993.



**CAPÍTULO I**  
**DINÂMICA DA PAISAGEM (1950-2006) EM TRÊS ÁREAS SOB DIFERENTES**  
**TIPOS PRETÉRITOS DE DEGRADAÇÃO EM DIAMANTINA, MG**  
**RESUMO**

O objetivo do presente trabalho foi analisar a dinâmica da estrutura da paisagem no entorno de três áreas sob diferentes tipos de degradação, entre os anos de 1950 e 2006, enfatizando-se as alterações ocorridas na paisagem em virtude de ações antrópicas. Os limites da área de estudo foram definidos entre os paralelos 7989545,95 e 7984296,35 sul e meridianos 646367,51 e 651117,89 oeste, zona 23K, ocupando superfície equivalente a 2.509,92 há. O mapeamento e classificação da cobertura vegetal foi realizado por meio da interpretação visual de fotografias aéreas e levantamentos de campo. A quantificação estrutural da paisagem foi descrita por meio de índices de composição e configuração espacial resultantes do *software* Fragstats. O mapa de cobertura do solo da área de estudo, elaborado para o ano de 1950, apresentou a seguinte composição temática: Cerrado rupestre com afloramento de rocha (48,49%), Campo rupestre (42,82%), Floresta Estacional Semidecidual (7,96%), Área degradada (0,63%) e Urbanização (0,10%). Da mesma forma o mapa de cobertura do solo elaborado para o ano de 2006, apresentou as seguintes composições temáticas: Cerrado rupestre com afloramento de rocha (47,75%), Campo rupestre (34,76%), Floresta estacional semidecidual (7,11%), Pastagem degradada (4,82%), Urbanização (3,98%), Área degradada (1,40%) e Eucalipto (0,19). Os mapas temporais de cobertura do solo evidenciam que a área de estudo apresenta influência de atividades antrópicas, sendo elas atividades de pecuária extensiva, mineração, urbanização, áreas de empréstimo e plantios de eucalipto. Contudo a quantidade de habitat natural na área de estudo foi bem superior ao limiar de percolação, passando de 99,26% (2491,59 ha) em 1950 para 89,62% (2249,35 ha) em 2006. Constata-se que a paisagem se manteve estruturalmente conectada por meio de grandes fragmentos de vegetação nativa, proporcionando condições de sustentabilidade.

**Palavras-chave:** Ecologia da paisagem; sistemas de informação geográfica (SIG); fragmentação florestal; fragstats.

## ABSTRACT

### DYNAMICS OF LANDSCAPE (1950-2006) IN AREAS UNDER THREE DIFFERENT TYPES PRETERIT OF DETERIORATION IN DIAMANTINA, MG

The objective of present study was to analyze the dynamics of landscape structure around the three areas under different types of degradation, between the years 1950 and 2006, emphasizing the changes in landscape in virtue of the human activities. The limits of the study area were defined between the parallel and 7989545,95 646367,51 7984296,35 south and meridians and 651117.89 west, occupying the surface is equivalent to 2509,92 ha. The mapping and classification of vegetation cover was done by visual interpretation of aerial photographs and field surveys. Quantification structural landscape has been described by means of indexes of composition and spatial configuration resulting Fragstats software. The land cover map of the study area, prepared for the year 1950, showed the following composition theme: rocky outcrop (48,49%), Campo rupestre (42,82%), semideciduous forest (7,96%), degraded area (0,63%) and urbanization (0,10%). Likewise, the map of soil cover developed for the year 2006, presented the following composições theme: rocky outcrop (47,75%), Campo rupestre (34,76%), semideciduous forest (7,11%), degraded pasture (4,82%), urbanization (3,98%), degraded area (1,40%) and Eucalyptus (0,19). Temporal maps of land cover indicate that this area of study has a great influence anthropogenic activities, these activities is overgrazing, mining, urbanization, borrow areas and eucalyptus plantations. However the amount of natural habitat in the study area was well above the percolation threshold, from 99.26% (2491,59 ha) in 1950 to 89.62% (2249,35 ha) in 2006. It can be seen that the landscape remained structurally connected by means of large fragments of native vegetation, providing conditions for sustainability.

**Key words:** Landscape ecology; geographic information systems (SIG); forest fragmentation; fragstats.

## INTRODUÇÃO

A paisagem terrestre é produto da combinação entre processos geológicos e fisiográficos, história climática, variação temporal, padrões de colonização de organismos e possíveis perturbações nos ecossistemas locais; efeito de uma evolução específica, com diferentes formas de relevo, tipos de vegetação e usos do solo, organizada em fragmentos ou manchas (VILLOTTA, 1991; FORMAN; GODRON, 1986).

Neste contexto o planejamento da ocupação e conservação da paisagem deve levar em consideração a compatibilização do uso das terras com a sustentabilidade ambiental, social e econômica (METZGER, 2001; LANG; BLASCHKE, 2009). No entanto, o avanço crescente da humanidade sobre o meio ambiente, em função das tecnologias desenvolvidas que permitem explorar mais rapidamente a natureza, tem causado profundas modificações na paisagem com influência direta na destruição da biodiversidade (BENSUSAN, 2006).

Assim, como forma de medida de planejamento ambiental, a caracterização quantitativa da estrutura de uma paisagem torna-se cada vez mais relevante, podendo ser retratada com base em mapas de uso e cobertura do solo, desenvolvidos por meio de técnicas de interpretação de fotografias aéreas. Nos estudos de ecologia da paisagem, em particular, grande importância é atribuída aos Sistemas de Informações Geográficas, principalmente nas investigações sobre as mudanças de uso do solo, padrões de vegetação e modelagem de processos (FARINA, 2007) em diferentes épocas.

A quantificação da estrutura da paisagem por meio de métricas ou índices espaciais, obtida a partir de mapas categóricos de cobertura do solo, possibilita a realização de interpretações biológicas sobre as interações entre as manchas que compõem determinada paisagem (padrões espaciais), constituindo-se numa importante ferramenta de investigação ecológica (METZGER, 2006). Esses índices permitem descrever o nível de fragmentação espacial de uma paisagem, sendo indispensáveis na avaliação dos processos ecológicos responsáveis pelas distribuições populacionais (PÉRICO; CEMIN, 2006).

Em linhas gerais pouco se conhece sobre os padrões espaciais da vegetação nativa remanescente no entorno das áreas degradadas estudadas. Para tanto, objetivou-se com este trabalho realizar análises sobre a dinâmica da paisagem para verificar as mudanças no habitat natural em decorrência da ocupação antrópica com base em

fotografia aérea dos anos de 1950 e 2006, além de avaliar se as condições naturais encontradas favorecem a preservação da biodiversidade.

## MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado no Parque Estadual do Biribiri (PEB), no município de Diamantina, Minas Gerais, na região do Alto Jequitinhonha, na Serra do Espinhaço Meridional (Figura 1). O parque foi criado em setembro de 1988 e encontra-se sobre a Formação Sopa-Brumadinho, uma das formações basais do Supergrupo Espinhaço. A classe de solo predominante é o Neossolo Quartzarênico Órtico típico composto quase que exclusivamente do mineral quartzo, que além de quase insolúvel, promove a formação de solos arenosos e rasos (ABREU et al., 2005). A cobertura vegetal típica desse pedoambiente é o cerrado rupestre e o campo rupestre, ecótipos que apresentam elevado déficit hídrico sazonal (IEF, 2004), com predomínio de manchas de floresta estacional semidecidual. O clima é do tipo Cwb, segundo a classificação de Köppen, 1.390 m de altitude, temperatura média anual variando de 18° a 19°C, precipitação média anual na faixa de 1.250 a 1.550 mm e umidade relativa do ar de 75,6% (NEVES et al., 2005).

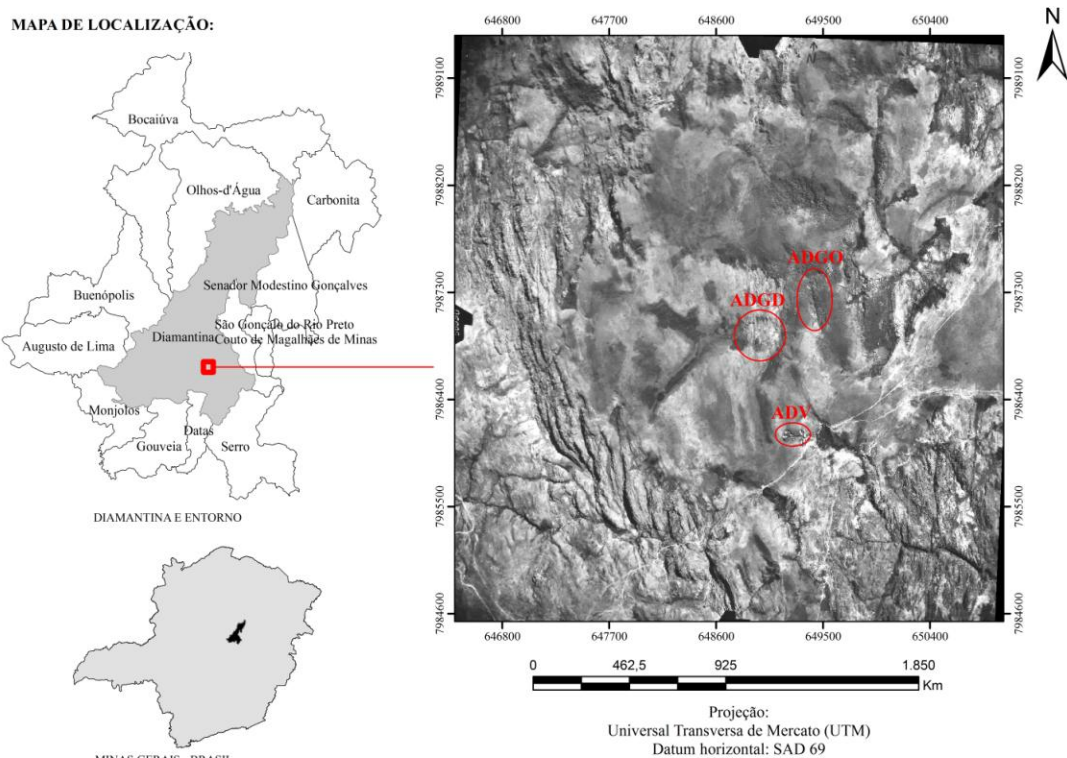


Figura 1: Área de estudo, enfatizando a localização de três áreas degradadas. Em que:

ADGD = área degradada pelo garimpo de diamante; ADGO = área degradada pelo garimpo de ouro; ADV = área degradada pelo processo de voçorocamento.

Figure 1: Study area, showing the location of the three degraded areas. Where: ADGD = area degraded by mining diamonds; ADGO = area degraded by mining gold, ADV = area degraded by the process voçorocamento.

Para fins de mapeamento do uso e cobertura do solo nos anos de 1950 e 2006, foram identificadas e definidas sete classes temáticas de informação em dois conjuntos paisagísticos sendo o primeiro de paisagens naturais e o segundo de paisagens antrópicas. O conjunto paisagem natural é constituído por fitofisionomias nativas predominantes na região tais como (1) floresta estacional semidecidual, (2) campo rupestre e (3) Cerrado rupestre com afloramento de rocha. Já o conjunto paisagem antropizada é formado pela alteração do habitat nativo em decorrência de ações antrópicas diretas ou indiretas, destacando-se na região: (4) urbanização, (5) área degradada (área de empréstimo; voçorocamento e garimpo (denominadas neste trabalho por ADGD e ADGO, respectivamente) além de (6) pastagem degradada e (7) Florestas plantadas (eucalipto). Os limites da área de estudo foram definidos entre os paralelos 7989545,95 e 7984296,35 sul e meridianos 646367,51 e 651117,89 oeste, zona 23K, ocupando uma superfície equivalente a 2.509,92 ha.

No mapeamento e classificação da cobertura vegetal foram utilizados mapas, técnicas de interpretação visual de fotografias aéreas, levantamentos de campo e análises de documentos sobre as áreas de estudo. Como base cartográfica foram utilizadas fotografias aéreas pancromáticas na escala de 1: 25.000 referente ao sobrevoo realizado em 1950, obtidas no acervo do Centro de Geologia Eschwege, IGC-UFMG. As fotografias aéreas foram digitalizadas em alta resolução e importadas para o software ArGIS 9.3.1 (ESRI, 2004) para correção geométrica, que consistiu na identificação e registro de seis pontos controle terrestre (PCT) distribuídos de forma aleatória. A avaliação da qualidade dos PCTs foi feita com base no erro médio quadrático total (RMS). A posição de cada pixel do mosaico fotoaéreo foi realocada para sua posição correta na imagem corrigida, mediante a utilização de uma regressão polinomial de 1º grau, em que os pixels foram reamostrados pelo método do vizinho mais próximo, tendo como referência o sistema de coordenadas Universal Transversa de Mercator-UTM, datum South American 1969, zona 23 sul. Nas etapas de campo foram realizadas as checagens da classificação efetuada no laboratório, com o objetivo de se confirmar a

fidedignidade da interpretação preliminar, realizando as correções necessárias para a elaboração do mapa final.

A quantificação estrutural da paisagem foi feita por meio de índices de composição e configuração espacial resultantes do *software* Fragstats® (MACGARIGAL et al., 2002). A análise dos padrões espaciais da paisagem foi realizada pela conversão no Fragstats® de arquivos dos mapas categóricos de cobertura do solo, elaborados para os anos de 1950 e 2006, em formato ASCII. De acordo com Leitão; Ahern (2002) e Lang; Blaschke (2009), a utilização de apenas um determinado conjunto de métricas, dentre várias centenas de índices e medidas existentes, é suficiente para se obter as interpretações ecológicas essenciais. Assim as métricas analisadas para este estudo podem-se ser agrupadas da seguinte maneira: métricas de área e de fragmentos; métricas de forma; métricas de borda e área central; métricas do vizinho mais próximo (MACGARIGAL; MARKS, 1995; MACGARIGAL; CUSHMAN, 2002; COUTO, 2004; METZGER, 2006).

A verificação do potencial de percolação da paisagem, proporcionada pela conectividade entre as manchas de habitat natural, foi baseada no limiar de percolação de Stauffer (1985) e no limiar de fragmentação de Andrén (1994). Foram determinadas as proporções críticas de habitat e não-habitat para verificação do estado de percolação da paisagem, considerando como habitat a área ocupada pela flora nativa (floresta estacional semidecidual, campo rupestre e cerrado rupestre com afloramento de rocha) e não-habitat a área caracterizada por ações antrópicas (áreas degradadas, pastagens degradadas, urbanização e cultivo de eucalipto).

Para verificar o grau de isolamento das manchas de habitat, em nível de classes de vegetação, foi considerado um raio de busca de 200 m (MacGarigal et al., 2002). A faixa de borda adotada para a Floresta Estacional Semidecidual foi de 30 m (REZENDE, 2011). Porém o efeito de borda não foi considerado para as fisionomias de cerrado rupestre com afloramento de rocha e campo rupestre em virtude da falta de critérios científicos no estabelecimento da faixa de borda (LIMA-RIBEIRO 2008, CASTRO, 2008).

## **RESULTADO E DISCUSSÃO**

O mapa de cobertura do solo da área de estudo, elaborado a partir da fotografia aérea da década de 1950, apresentou a seguinte composição temática: Cerrado rupestre

com afloramento de rocha (48,49%), Campo Rupestre (42,82%), Floresta Estacional Semidecidual (7,96%), Área degradada (0,63%) e Urbanização (0,10%). Da mesma forma o mapa de cobertura do solo elaborado para o ano de 2006, apresentou as seguintes composições temática: Cerrado Rupestre com afloramento de rocha (47,75%), Campo Rupestre (34,76%), Floresta Estacional Semidecidual (7,11%), Pastagem degradada (4,82%), Urbanização (3,98%), Área degradada (1,40%) e Eucalipto (0,19), conforme tabela 1.

Tabela 1: Caracterização temporal das classes de uso e cobertura do solo, com relação a área, número, densidade e índice de maior fragmento na área de estudo para os anos de 1950 e 2006.

Table 1: Characterization temporal of the land use class and soil cover, with relation the area, number, density and index of the largest fragment in the study area for the years 1950 and 2006.

Cobertura do solo	1950					2006				
	Área		NP	PD	LPI	Área		NP	PD	LPI
	(ha)	(%)				(ha)	(%)			
C.R.A. rocha	1216,97	48,49	4	0,16	32,77	1198,41	47,75	4	0,16	31,28
Campo rupestre	1074,84	42,82	6	0,24	38,95	872,39	34,76	13	0,52	22,99
Floresta semidecidual	199,78	7,96	22	0,88	5,27	178,55	7,11	19	0,76	5,55
Área degradada	15,85	0,63	4	0,16	0,37	35,05	1,40	6	0,12	0,70
Urbanização	2,49	0,10	1	0,04	0,10	99,85	3,98	3	0,12	3,43
Pastagem degradada	-	-	-	-	-	120,86	4,82	4	0,16	1,40
Eucalipto	-	-	-	-	-	4,80	0,19	1	0,04	0,19
Total	2509,92	100	37	-	-	2509,92	100	50	-	-

Em que: C.R.A. rocha = cerrado rupestre com afloramento de rocha; NP = número de fragmentos; PD = densidade de fragmentos e LPI = índice do maior fragmento.

Where: C.R.A. rock = rocky cerrado with rock outcrops; NP = number of fragments; PD = density of fragments and LPI = index of the largest fragment.

A análise da dinâmica da cobertura do solo para os anos de 1950 e 2006 revela uma tendência de exploração dos recursos naturais. Os resultados de quantificação das classes de uso e ocupação do solo mostraram redução nos remanescentes de Cerrado Rupestre com afloramento de rocha, Campo Rupestre e Floresta Estacional Semidecidual acompanhados pelo aumento da área das atividades antrópicas como Área degradada, Urbanização, Pastagem degradada e áreas ocupadas pela cultura de eucalipto.

Percebe-se uma variação negativa (10,63%) na quantificação da fisionomia Floresta Estacional Semidecidual, demonstrando redução de aproximadamente 21,23 ha, o que pode ser indícios da fragmentação florestal. A área coberta por Campo rupestre diminuiu 18,84% (correspondendo 202,45 ha). De modo geral, esta fisionomia

foi mais susceptível às interferências provenientes de atividades antrópicas como urbanização que apresentou acréscimo de aproximadamente 97,36 ha, Área degradada (19,21 ha), Pastagem degradada (120,86 ha) e Eucalipto (4,80 ha). A classe ocupada por Cerrado rupestre com afloramento de rocha também apresentou variação negativa de 1,52%, demonstrando redução de 18,56 ha aproximadamente. A maior parte desta fisionomia é constituída por grandes afloramentos de rocha que dificulta às ações antrópicas e explica a pequena redução de área. Outro fato que poderia vir a explicar a pequena redução de área nos Campos Rupestres com afloramento de rocha e outras leves inconsistências no mapa de uso e ocupação do solo seria a natureza das fotografias aéreas, as quais não permite uma classificação mais sofisticada, assumindo-se algumas incertezas.

Os mapas temporais de cobertura do solo evidenciam que a área de estudo apresenta grande influência de atividades antrópicas, com destaque para áreas de pastagem abandonadas (onde a baixa produtividade é influenciada pelas técnicas de manejo e baixa fertilidade dos solos), garimpo (técnicas rudimentares de extração do minério), urbanização (construção do Campus JK da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM)) e áreas de empréstimo (construção da BR 367 e pavimentação do Campus JK).

Nas terras ocupadas pela Floresta Estacional Semidecidual, nota-se que a vegetação é constituída, em sua grande maioria, por pequenas manchas florestais, características próprias dos cerrados rupestres como já descrito por (REZENDE, 2011). A fragmentação das áreas de floresta nativa foi inferior podendo-se notar de maneira geral ligeira redução no tamanho dos fragmentos. Aliado a este fato, podemos considerar também que a área de estudo se encontra na sua maioria dentro de uma Unidade de Conservação de Proteção Integral, o que induz maior fiscalização pelo órgão de proteção florestal do Estado.

A interpretação das fotos aéreas de 1950-2006 foram elucidativas para a área de estudo, podendo-se notar que durante o intervalo de 56 anos as três áreas de interesse passaram por sucessivas alterações. Desta maneira a área degradada pela mineração de ouro passou de 9,33 ha em 1950, para 4,71 ha em 2006. A área degradada pela extração de diamantes seguiu mesma tendência passando de 5,23 ha em 1950 para 2,09 ha em 2006. Pode-se, portanto, inferir que após a paralisação das atividades garimpeiras houve recuperação pelo processo de regeneração natural, evidenciando mais uma vez a importância frente a ambientes degradados. Por outro lado a área degradada pelo



processo de voçorocamento passou de 1,40 ha em 1950 para 1,53 ha em 2006, podendo-se inferir que a vegetação, apesar de se apresentar com baixa densidade na área está sendo suficiente para conter os processos erosivos, fazendo com que seu crescimento aconteça em ritmo menos acelerado (Figura 2).

Dinâmica da Paisagem (1950 - 2006)

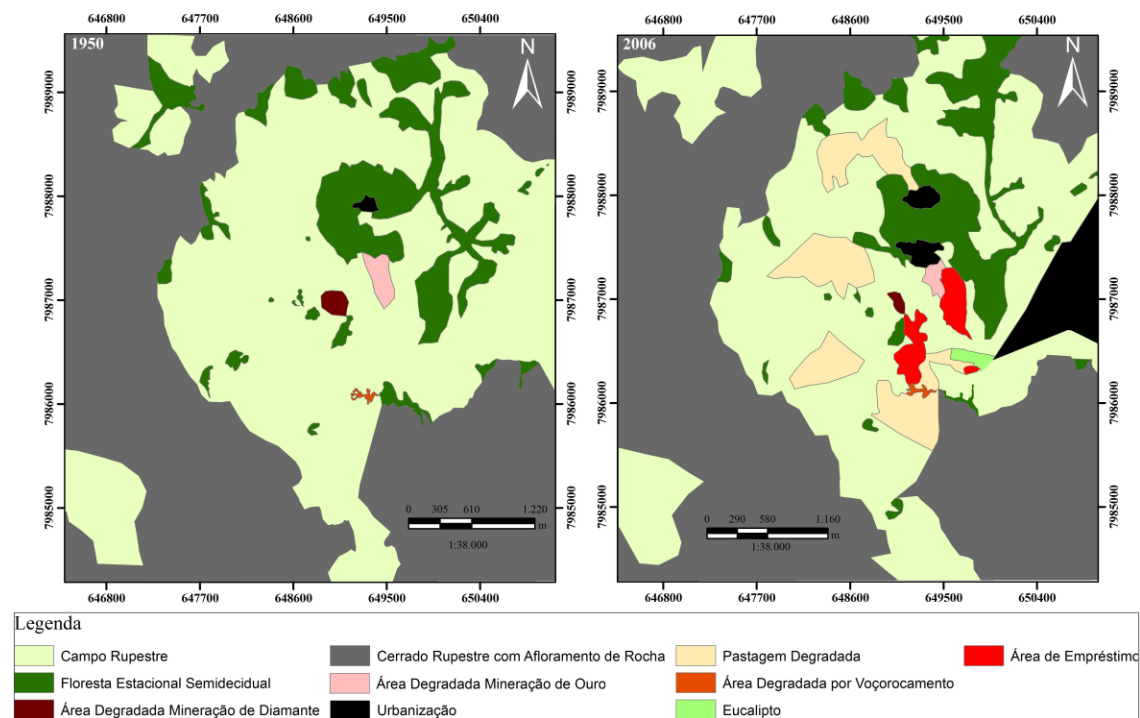


Figura 2: Dinâmica da paisagem (1950 – 2006) no entorno de três áreas sob diferentes tipos pretéritos de degradação em Diamantina, MG.

Figure 2: Dynamics of the landscape (1950-2006) in around three areas under different type preterit of degradation in Diamantina, MG.

Em ecologia de paisagem, vários índices ou métricas estruturais têm sido utilizados para a descrição quantitativa da estrutura da paisagem, com o intuito de melhorar o entendimento entre os padrões espaciais e os processos biológicos (FORMAN; GODRON, 1986; UUEMAA et al., 2009). Dessa maneira, tornou-se possível avaliar a pressão de origem antrópica e o estado de conservação dos recursos naturais em termos espaciais.

Os dados mostram que as áreas ocupadas por Campo Rupestre foram bastante fragmentadas no período avaliado, o que pode ser explicado pela intensa atividade antrópica. Em contrapartida não foi verificada mudanças na fragmentação nas áreas ocupadas por afloramentos rochosos.

O número de fragmentos da classe Floresta Estacional Semidecidual diminuiu 13,64% e a densidade dos fragmentos florestais passou de 0,88 fragmentos/100 ha em

1950 para 0,76 fragmentos/100 ha em 2006. Na classe Campo Rupestre, o aumento no número de fragmentos foi de 116,67% e a densidade dos fragmentos passou de 0,24 fragmentos/100 ha em 1950 para 0,52 fragmentos/100 ha em 2006. Os resultados indicam que houve maior interferência antrópica nessas fitofisionomias quando comparado com as áreas ocupadas por Cerrado rupestre com afloramento de rocha.

A distribuição dos fragmentos em grupos de tamanho se torna útil na definição de estratégias de conservação da biodiversidade em áreas protegidas (VIANA; PINHEIRO, 1998), sendo um bom indicativo do grau de fragmentação dos habitats (VALENTE, 2001). A Tabela 2 mostra como as fisionomias nativas estão distribuídas na paisagem, de acordo com diferentes grupos de tamanho dos fragmentos, possibilitando obter um melhor entendimento sobre a dinâmica da fragmentação entre os anos de 1950 a 2006.

Tabela 2: Distribuição dos fragmentos de floresta estacional semidecidual, campo rupestre e afloramento rochoso da Serra do Espinhaço Meridional de acordo com grupos de tamanho (1950-2006). Em que: C.R.A. de Rocha = Cerrado Rupestre com Afloramento de Rocha

Table 2: Distribution of fragments of semi deciduous forest, rocky fields and rocky outcrops of the Espinhaço Southern according to size groups (1950-2006). Where: C.R.A. rock = rocky cerrado with rock outcrops

Grupo de Tamanho dos Fragmentos em ha	1950			2006		
	Floresta Estacional Semidecidual	C.R.A. de Rocha	Campo Rupestre	Floresta Estacional Semidecidual	C.R.A. de Rocha	Campo Rupestre
<1	7	1	2	6	-	7
1-5	9	-	-	10	-	1
5-10	4	-	-	2	-	-
10-20	1	-	2	-	-	-
20-30	-	-	-	-	1	-
30-40	-	-	-	-	-	-
40-50	-	-	-	-	-	-
50-60	-	-	-	-	-	1
60-70	-	-	1	-	-	2
70-80	-	-	-	-	-	-
80-90	-	1	-	-	1	-
90-100	-	-	-	-	-	-
100-200	1	-	-	1	-	1
200-500	-	1	-	-	1	-
500-1000	-	1	1	-	1	1
>1000	-	-	-	-	-	-
Total	22	4	6	19	4	13

Considerando a vegetação nativa, em 1950, 51,35% dos fragmentos possuía tamanho menor que cinco ha, correspondendo a 0,94% da área de estudo e a 0,95% da área ocupada pela flora nativa. No ano de 2006, 48,0% dos fragmentos possuía vegetação nativa com área inferior a cinco ha, correspondendo a 1,07% da área total e 1,19% da área coberta pela flora nativa. Mesmo com a baixa representatividade em termos de área, o grande número de fragmentos com tamanho menor que cinco ha, incluindo todas as fitofisionomias nativas, podem desempenhar importante função ecológica na paisagem e, apesar de suportar uma menor diversidade específica, potencialmente servem como pontos de ligação entre manchas, facilitando o fluxo biológico na paisagem (METZGER, 1997; PÉRICO; CEMIN, 2006).

Por outro lado, 10,81% dos fragmentos que possui tamanho maior que 100 ha, corresponde a 89,30% da área de estudo e a 89,96% da área ocupada pela flora nativa. No ano de 2006, 10,0% dos fragmentos que possuía tamanho maior que 100 ha, correspondia a 76,27% da área de estudo e a 76,81% da área ocupada pela flora nativa.

Analisando-se (Tabela 2) o período de 1950 a 2006, é possível verificar que a fragmentação da flora nativa aumentou principalmente na fitofisionomia Campo rupestre. Porém fragmentos acima de 100 ha apresentam grande representatividade na área de estudo, além d dados indicarem grande perda de áreas por atividades antrópicas.

A classe Floresta Estacional Semidecidual apresentou decréscimo de área de aproximadamente 16,63% ao longo dos anos de 1950 a 2006 (Tabela 1). Observa-se que o decréscimo de cobertura da classe Floresta Estacional Semidecidual foi acompanhado pela redução no número de fragmentos. Comportamento semelhante foi observado para a classe Campo Rupestre que apresentou decréscimo de área de aproximadamente 18,84% ao longo do mesmo período, podendo-se observar que o decréscimo de cobertura foi acompanhado pelo aumento no número de fragmentos. De maneira análoga à diminuição da área das manchas provocadas pelo processo de fragmentação desfavorece a preservação da biodiversidade, podendo afetar a dinâmica de populações e ocasionar a perda de espécies nativas de plantas e animais (HARRIS, 1984; CERQUEIRA et al., 2005; FARINA, 2007).

Grandes manchas de vegetação nativa proporcionam maior proteção para as espécies de habitat interior, minimizando o efeito de borda (PIRES, 1995; PRIMACK; RODRIGUES, 2001), além de desempenhar função estratégica na paisagem pela maior capacidade potencial de promover a sustentabilidade das espécies (PRIMACK; RODRIGUES, 2001; METZGER, 2006).

A funcionalidade das manchas resultantes do processo de fragmentação é afetada pelo tamanho (ODUM; BARRRET, 2007; PEREIRA et al., 2007; LANG; BLASCHKE, 2009), formato adquirido, distância de outros fragmentos, efeito de borda e pelo tipo de ocupação circundante (BENNETT, 2003; CERQUEIRA et al., 2005; FARINA, 2007). Podendo então, associar o potencial aumento de indivíduos e espécies com o aumento do tamanho das manchas de vegetação (LANG; BLASCHKE, 2009).

Apesar de possuir grandes manchas de vegetação remanescente, a classe Campo rupestre foi a fisionomia mais atingida pelo processo de fragmentação. Os dados indicam que existe uso do solo (minerário e agropecuário) nas regiões onde predominam tal vegetação. Da mesma forma grandes manchas são atribuídas aos afloramentos rochosos, porém a fragmentação não ocorre em virtude de suas péssimas características físicas e químicas dos solos ali presentes.

Vale resaltar que em fragmentos muito recortados ou alongados o efeito de borda pode ser acentuado, sendo mais adequada a situação onde as manchas de habitat possuam formato próximo ao circular (VOLOTÃO, 1998; LANG; BLASCHKE, 2009).

Para a área em análise, os resultados do índice de forma médio das manchas de vegetação nativa (SHAPE\_MN) mostram que os valores encontrados foram elevados (distantes do valor 1,0), variando entre 1,64 a 2,01 em 1950 e entre 1,64 a 1,85 em 2006, indicando formato irregular e maior exposição ao efeito de borda (VIDOLIN, 2008; BOLZAN; SILVEIRA, 2009; REZENDE, 2011), (Tabela 3).

Tabela 3: Métricas de forma, área central e isolamento/proximidade para as diferentes fisionomias dentro de um raio de 200 m para os anos de 1950 e 2006.

Table 3: Metric shape, core area and isolation/proximity to the different faces within a radius of 200 m for the years 1950 and 2006.

Métricas		Classe cobertura do solo					
		1950			2006		
		CRAR.	CR.	FES.	AR.	CR.	FES.
Forma	SHAPE_MN	1,64	2,01	1,70	1,74	1,85	1,64
	SHAPE_AM	2,40	5,59	3,74	2,15	4,29	3,83
Área Central	NDCA	-	-	31,00	-	-	22,00
	CAI_AM	-	-	26,71	-	-	27,58
	PLAND	-	-	7,96	-	-	7,11
Isolamento e Proximidade	PROX_MN	2.711,16	326,65	26,05	1.585,26	871,28	7,82
	ENN_MN	86,82	235,32	181,04	248,54	187,75	325,03

Em que: CRAR = Campo Rupestre com afloramento de rocha; CR = Campo rupestre; FES = Floresta estacional semidecidual; SHAPE\_MN = índice de forma médio; SHAPE\_AM = índice de forma médio ponderado; NDCA = número de áreas centrais disjuntas; CAI\_AM = índice de distribuição de área central ponderada; CPLAND = porcentagem de cobertura das áreas centrais na paisagem; PROX\_MN = índice de proximidade média; ENN\_MN = distância média do fragmento vizinho mais próximo.

Where: CRAR = Camp Rock with rocky outcrop; CR = Camp Rock, FES = semi deciduous forest; SHAPE\_MN = shape index average; SHAPE\_AM = index on a weighted average, NDCA = number of disjunction core areas; CAI\_AM = index distribution of the central area weighted; CPLAND = percent coverage of the central areas in the landscape; PROX\_MN = average proximity index; ENN\_MN = average distance of the fragment nearest neighbor.

A vegetação que apresentou maior variação do índice de forma médio foi a fisionomia Campo rupestre, também diagnosticada como a mais fragmentada. Os resultados contidos na tabela 2 mostram valores superiores para o índice SHAPE\_AM em relação ao SHAPE\_MN para todas as fisionomias, denotando que as maiores manchas de vegetação nativa são mais alongadas sofrendo maior intervenção do efeito de borda. A ligeira redução no valor do índice SHAPE\_AM, observado entre os anos de 1950 a 2006 (Tabela 3), indica que os fragmentos das classes Campo rupestre e Floresta estacional semidecidual se tornaram menos alongados em decorrência da maior fragmentação.

Os índices de área central foram aplicados apenas para a classe Floresta Estacional Semidecidual, tendo como base o reconhecimento consolidado do efeito de borda sobre esta fisionomia (tabela 3). Com relação ao número de áreas centrais disjuntas (NDCA), a classe Floresta estacional semidecidual apresentou 31 fragmentos com área interior em 1950 e 22 fragmentos em 2006. A classe floresta estacional semidecidual apresentou 26,71% (53,36 ha) de área interior em 1950 e 27,58% (49,24 ha) em 2006, conforme mostra o índice de distribuição de área central. Podendo-se observar que essa fisionomia ocupava 7,96% da extensão territorial na paisagem em 1950 e 7,11% em 2006.

Analisando-se a Tabela 3, observa-se que o índice PROX\_MN (adimensional) foi bem elevado para as classes AR, indicando que num raio de busca de 200 m existem grandes manchas desta fisionomia. Em 2006 o índice de proximidade média para a classe Cerrado rupestre com afloramentos de rocha apresentou redução de aproximadamente 41,5% em comparação com o ano de 1950, mostrando que houve diminuição da conexão entre os fragmentos da classe Cerrado rupestre com afloramentos de rocha. Da mesma forma a classe Campo rupestre, apresentou elevado valor de PROX\_MN, porém com aumento de aproximadamente 166,73% em relação ao ano de 1950. Valores altos para o índice de proximidade refletem que existem grandes manchas de habitat próximas umas das outras (LANG; BLASCHKE, 2009). Segundo Pereira (2001), quanto menor for a distância entre duas manchas da mesma fisionomia,

maior é a possibilidade de trocas de materiais genéticos entre populações separadas de uma mesma espécie.

A fisionomia Floresta Estacional Semidecidual apresentou baixo valor para o índice de proximidade média (Tabela 3), quando comparados com os valores encontrados para as classes Cerrado rupestre com afloramentos de rocha e Campo rupestre, indicando que os fragmentos destas fisionomias estão mais distantes uns dos outros, possibilitando uma maior interação com as outras classes de cobertura do solo, dentro do raio de busca especificado (200 m).

Os resultados contidos na tabela 3 demonstram que na área estudada a distância média entre os fragmentos de campo rupestre encontravam-se a uma distância média de aproximadamente 235 m em 1950 e a 187 m em 2006, mostrando redução da distância entre os fragmentos dessa mesma classe. Os fragmentos de Floresta estacional semidecidual encontraram-se distantes uns dos outros aproximadamente 181 m em 1950 e 325 m em 2006. A distância entre os fragmentos de Cerrado rupestre com afloramentos de rocha passou de aproximadamente 86 m em 1950 para 248 m em 2006, mostrando-se aumento da distância entre fragmentos dessa fisionomia.

Rezende (2011) encontrou valores de distância média para fragmentos de Floresta estacional semidecidual na porção sul da Serra do Espinhaço ficando em torno de 86 m para os anos de 1984 e 2006 em áreas próximas a unidades de conservação. O fluxo de animais entre as manchas de habitat natural depende da espécie em questão e do tipo de matriz inter-habitat (CERQUEIRA et al., 2005) ou da permeabilidade da matriz em facilitar os fluxos biológicos (METZGER, 2006). De acordo com Ranta et al. (1998), muito pouco se sabe sobre a capacidade de dispersão dos organismos que habitam fragmentos de floresta, contudo supõe-se que poucos organismos podem atravessar limites superiores a 350 m. Podendo inferir que as áreas cobertas por Floresta estacional semidecidual no presente trabalho encontram-se distantes uma das outras resultando em dificuldade para a movimentação da fauna e dispersão de propágulos agindo negativamente na riqueza de espécies (METZGER, 2006).

A quantidade de habitat natural na área de estudo foi bem superior ao limiar de percolação, passando de 99,26% (2491,59 ha) em 1950 para 89,62% (2249,35 ha) em 2006, originando paisagens bastante conectadas (METZGER, 2010). Assim vários são os fatores que podem explicar a grande conservação do habitat natural ganhando destaque as características geomorfológicas e pedológicas não favoráveis às práticas agrícolas potencialmente causadoras de desmatamento além destas existência do

mosaico de áreas protegidas e a fiscalização do órgão de proteção florestal do Estado de Minas Gerais (IEF), que têm inibido práticas de desmatamento.

Com relação ao limiar de fragmentação, a proporção de habitat na área de estudo foi bem superior a 30%, limite estabelecido por Andrén (1994) para explicar a variação populacional das espécies em função da fragmentação da paisagem, sugerindo que de um modo geral a paisagem é constituída de manchas grandes e próximas contribuindo para a manutenção dos fluxos biológicos. De acordo com Metzger (2010), valores entre 60 a 70% do habitat original devem ser mantidos para que a paisagem tenha uma estrutura adequada para fins de conservação, atendendo ao limiar de percolação. Nesse contexto, é possível constatar que a paisagem se manteve estruturalmente conectada por meio de grandes fragmentos de vegetação nativa, proporcionando condições de sustentabilidade.

## **CONCLUSÕES**

Os dados obtidos na análise da dinâmica da fragmentação da cobertura do solo mostraram que as atividades antrópicas desenvolvidas na região, de modo geral, pouco alteraram a vegetação nativa remanescente em termos quantitativos.

A avaliação do estado de percolação da paisagem mostra que a proporção de habitat natural existente oferece condições físicas para a manutenção de fluxos biológicos favorecendo a proteção da biodiversidade.

A paisagem estudada possui as características estruturais adequadas para ser considerada como ecologicamente sustentável.

## **AGRADECIMENTOS**

A Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, em especial ao Departamento de Engenharia Florestal.

A Fundação de apoio à pesquisa de Minas Gerais, pelo apoio financeiro.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

ALMEIDA-ABREU, P. A.; FRAGA, L. M. S.; NEVES, S. C.. Geologia. In: Alexandre Christófaros Silva; Léa Cristina Vilela Sá Fortes Pedreira; Pedro Ângelo Almeida-Abreu.

(Org.). **Serra do Espinhaço Meridional** - Paisagens e Ambientes. 1 ed. Diamantina: UFVJM - Faculdade de Ciências Agrárias, v. 1, p. 17-44, 2005.

ANDRÉN H. Effects of fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat. **Oikos**, Copenhagen, v. 71, n. 3, p. 355-366, 1994.

BENNETT A.F. **Linkages in the landscape**: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, p. 254, 2003.

BENSUSAN N. **Conservação da biodiversidade em áreas protegidas**. Rio de Janeiro: Editora FGV. P. 176, 2006.

BOLZAN N., SILVEIRA N.F.Q. Mudanças na paisagem de uma microbacia do Bioma Pampa Gaúcho-RS: uma análise com base em mapas e índices descritores da paisagem. **Anais...** In: XIV Simpósio Brasileiro Sensoriamento Remoto, Salvador, Brasil, 2009.

CASTRO D.M. **Efeitos de borda em ecossistemas tropicais**: síntese bibliográfica e estudo de caso em fragmentos de cerrado, na região nordeste do estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, p. 171, 2008.

CERQUEIRA R., BRANT A., NASCIMENTO M.T., PARDINI R. **Fragmentação: Alguns Conceitos**. In: RAMBALDI D.M., OLIVEIRA D.A.S. Fragmentação de Ecossistemas: Causas, Efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas. 2.edição, Brasília: MMA/SBF, p.:23-40, 2005.

COUTO P. **Análise factorial aplicada a métricas da paisagem definidas em FRAGSTATS**, Investigação Operacional, Madison, v. 24, p. 109-137, 2004.

ESRI – **Environmental Systems Research Institute**, In. Using ArcMap. Redlands, CA – USA: ESRI Press, p. 598, 2004.

FARINA A. Principles and methods in landscape ecology: Towards a Science of Landscape. Springer – **Landscape Series**, Switzerland, v.3, p. 412, 2007.

FORMAN R.T.T., GODRON M. **Landscape Ecology**. John Wiley e B Sons. p. 619, 1986.

HARRIS L.D. **The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity**. Chicago: University of Chicago, p. 229, 1984.

INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS (IEF). **Plano de Manejo Parque Estadual do Biribiri**. Curitiba, PR. 2004.

LANG S., BLASCHKE T. **Análise da Paisagem com SIG**. São Paulo: Oficina de Textos, p. 424, 2009.

LEITÃO A.B., AHERN J. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. **Landscape and Urban Planning**, Amherst, v. 59, p. 65-93, 2002.



LIMA-RIBEIRO M.S. Efeitos de borda sobre a vegetação e estruturação populacional em fragmentos de Cerradão no sudoeste Goiano, Brasil. **Acta botânica brasílica**, São Paulo. v. 22, n. 2, p. 535-545, 2008.

MCGARIGAL K., CUSHMAN S.A. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. **Ecological Applications**, Ecological Society of America, v. 12, p. 335-345, 2002.

MCGARIGAL K., MARKS B.J. **Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Portland: USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, p. 122, 1995.

METZGER J.P. **Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas**. In: CULLEN JR L., RUDRAN R., VALLADARES- PADUA C. Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. 2 edição. Curitiba: Ed.UFP, p. 423-453, 2006.

METZGER J.P. O Código Florestal tem base científica? **Conservação e Natureza**, Allen Moore, University of Georgia, USA, v. 8, n. 1, 2010.

METZGER J.P. O que é Ecologia de Paisagens? **Biota Neotropica**. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/vln12>. Acessado em jul de 2007, São Paulo, 2001.

METZGER J.P., DÉCAMPS H. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta Oecologica**, Espanha, v. 18, n. 1, p. 1-12, 1997.

NEVES, S. C.; ALMEIDA-ABREU, P. A.; FRAGA, L. M. S. Fisiografia. In: Alexandre Christófaros Silva; Léa Cristina Vilela Sá Fortes Pedreira; Pedro Angelo Almeida-Abreu. (Org.). **Serra do Espinhaço Meridional - Paisagens e Ambientes**. 1 ed. Diamantina: UFVJM - Faculdade de Ciências Agrárias, v. 1, p. 45-58, 2005.

ODUM E.P., BARRET G.W. **Fundamentos de Ecologia**. Tradução da 5ª edição norte-americana. São Paulo: Thomson Learning, p. 227, 2007.

PEREIRA J. C., ALMEIDA W. O., VASCONCELLOS A., ALENCAR R. C., RIBEIRO S. C. Ocorrência de *Peripatus* sp. (Onychophora: Peripatidae) em remanescentes de florestas úmidas no Estado do Ceará, região nordeste do Brasil. **Anais...In: VIII Congresso de Ecologia, Brasil, Caxambu – MG, 2007**.

PEREIRA J. L. G., BATISTA G. T., THALES M. C., ROBERTS D. A., VENTURIERI A. Métricas da paisagem na caracterização da evolução da ocupação da Amazônia. **Geografia**, São Paulo, v. 26, n. 1, p. 59-90, 2001.

PÉRICO E., CEMIN G. Caracterização da paisagem do município de Arvorezinha, RS, com ênfase na dinâmica dos fragmentos florestais, por meio de sistemas de informações geográficas (SIGs). **Scientia Forestalis**, Piracicaba, SP, v. 70, p. 9-21, 2006.

PIRES J. S. R. Análise ambiental voltada ao planejamento e gerenciamento do ambiente rural: abordagem metodológica aplicada ao município de Luiz Antonio – SP, São Carlos. Tese de Doutorado, PPG-ERN, UFS, 1995.

PRIMACK R. B., RODRIGUES E. **Biologia da Conservação**. Londrina: Editora Planta. 2001.

RANTA P., BLOM T., NIEMELÄ J., JOENSUU E., SIITONEN M. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, Allen Moore, University of Georgia, USA, v. 7, p. 385-403, 1998.

REZENDE, R. A. **A fragmentação da flora nativa como instrumento de análise da sustentabilidade ecológica de áreas protegidas – Espinhaço Sul (MG)**. Tese (Doutorado), Universidade Federal de Ouro Preto. Escola de Minas. Departamento de Geologia, 2011.

STAUFFER D. **Introduction to Percolation Theory**. London: Taylor and Francis, 1985.

UUEMAA E., ANTROP M., ROOSAARE J., MARJA R., MANDER U. **Landscape Metrics and Indices: An Overview of Their Use in Landscape Research**. Living Rev. Landscape Res., v. 3, n. 1, 2009.

VALENTE R. O. A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do Rio Corumbataí, SP**. Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. p. 162, 2001.

VIANA V.M., PINHEIRO L.A.F.V. Conservação da Biodiversidade em Fragmentos Florestais. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, SP, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

VIDOLIN G.P. **Análise da estrutura da paisagem como subsídio para o planejamento estratégico de conservação da anta (*Tapirus terrestris* Linnaeus, 1758) e do queixada (*Tayassu pecari* Link, 1795) em remanescentes da floresta com araucária**. Tese de doutorado, Universidade Federal do Paraná. p. 141, 2008.

VILLOTTA H. Geomorfologia aplicada a levantamientos edafológicos y zonificación física de las tierras. Santa Fé de Bogotá: **Instituto Geográfico “Augustín Codazzi”**, São Paulo, 1991.

VOLOTÃO C. F. S. **Trabalho de Análise Espacial – Métricas do Fragstats**. São José dos Campos: INPE, p. 45, 1998

**CAPÍTULO II**  
**CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA E FÍSICA DO SUBSTRATO DE TRÊS ÁREAS**  
**DEGRADADAS EM PROCESSO DE REGENERAÇÃO EM DIAMANTINA, MG**  
**RESUMO**

Um dos primeiros passos para se garantir o sucesso da recuperação de área degradada é entender como as propriedades físicas e químicas do substrato se comportam. Assim o presente trabalho teve como objetivo realizar a caracterização física e química do substrato de três áreas degradadas em processo de reconstrução no Parque Estadual do Biribiri, município de Diamantina, MG. As áreas degradadas pelo garimpo de diamantes, ouro, voçorocamento e área referência contou com 50 (10 x 10 m), 30 (10 x 10 m), 36 (5 x 3 m) e 25 (20 x 20 m) parcelas respectivamente. Em cada parcela, foi coletada uma amostra composta do substrato superficial (0-20 cm), sendo analisados os parâmetros químicos: pH em água; teores de P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> e Al<sup>3+</sup>; complexo sortivo (acidez potencial (H +Al), saturação por bases (V%), soma de bases (SB), CTC a pH 7 (T), CTC efetiva (t) e saturação por alumínio (m%)) e matéria orgânica (M.O); físicos: teores de areia, silte e argila, resistência mecânica à penetração ao longo da camada de 0-30 cm, umidade, cobertura de rocha e cascalho exposto. As variáveis ambientais foram comparadas pelo teste *t* para amostras independentes ( $P < 0,05$ ). A análise dos atributos físicos e químicos do substrato evidenciou alta limitação ao desenvolvimento de plantas colonizadoras, apresentando como restrições, substratos de textura arenosa com baixa fertilidade natural, acidez elevada além de classe de resistência a penetração média para as áreas degradadas pela mineração de ouro e diamante, o que condiz com a geologia local, dentre as quais se encontram formações basais do Supergrupo Espinhaço.

**Palavras-chave:** Fertilidade do solo; heterogeneidade ambiental; compactação.

## ABSTRACT

### PHYSICAL AND CHEMICAL CHARACTERIZATION OF THE SUBSTRATE OF THREE AREAS DEGRADED IN REGENERATION PROCESS IN DIAMANTINA, MG

One of the first steps to ensure the success of the recuperation of degraded areas is to understand how physical and chemical properties of the substrate behave. Thus the present work was aimed at making the physical and chemical characterization of the substrate in three areas degraded in process of reconstruction in Biribiri State Park, in city of Diamantina, MG. Areas degraded by mining diamonds, gold, voçorocamento and area reference had 50 (10 x 10 m), 30 (10 x 10 m), 36 (5 x 3 m) and 25 (20 x 20 m) plots respectively. In each plot was collected a sample of the substrate surface (0-20 cm) were analyzed for chemical parameters: pH in water; levels of P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> and Al<sup>3+</sup>, exchangeable cations (potential acidity (H + Al ), base saturation (V%), sum of bases (SB), CTC at pH 7 (T), effective CTC (t), aluminum saturation (m%)) and organic matter (M.O); physical: contents of sand, silt and clay, penetration resistance along the 0-30 cm layer, moisture, coverage of rock and gravel exposed. Environmental variables were compared by t test for independent samples (P<0.05). The analysis of physical and chemical properties of the substrate showed high limiting the development of colonizing plants, presenting as constraints, sandy substrates with low fertility, high acidity than class average penetration resistance for areas degraded by mining gold and diamond, which agrees with the local geology, among which are the basal formations Espinhaço Supergroup.

**Key words:** soil fertility, environmental heterogeneity; compression.

## INTRODUÇÃO

O subsolo brasileiro possui importantes depósitos minerais, considerados expressivos quando relacionados mundialmente. O perfil do setor mineral brasileiro é composto por 95% de pequenas e médias minerações. As concessões de lavra demonstram que 54% das minas no Brasil estão distribuídas na região sudeste (BARRETO, 2001). Entretanto, o cálculo do número de empreendimentos de pequeno porte é uma tarefa complexa devido ao grande número de empresas que atuam na informalidade, aliada às paralisações frequentes das atividades, que distorcem as estatísticas (FARIAS; COELHO, 2002).

A indústria da mineração chega a representar 7,5% do produto interno bruto nacional (IBRAM, 2010) sendo considerada como uma atividade fundamental para o desenvolvimento econômico e social de muitos países (FARIAS; COELHO, 2002). Por outro lado, a atividade de extração mineral constitui um dos principais fatores antrópicos de degradação ambiental (FONSECA, 1989), devido às grandes modificações físicas, químicas e bióticas que provoca.

Os efeitos negativos da atividade de mineração exibem maior intensidade naquelas áreas de céu aberto, onde a paisagem é fortemente modificada, e as águas poluídas (SILVA, 1993) e o que resulta deste processo não é mais solo e sim uma matriz de material mineral, de pobre estrutura física, pouca ou nenhuma matéria orgânica e reduzidos teores de macro e micronutrientes (LONGO et al., 2011). Contudo outro fenômeno que tem preocupado o homem nas últimas décadas é a erosão do solo, despertando interesse de pesquisadores no que se refere às causas que levam a sua origem, evolução e controle, em razão desta atingir e inutilizar extensas áreas de terras, levando, até mesmo, a uma descaracterização completa do meio físico (LOSCHI et al., 2011). Nesse contexto, torna-se necessária a adoção de ações que visem promover a recuperação destes locais.

As atividades de recuperação pós-mineração evoluíram consideravelmente, e várias técnicas encontram-se perfeitamente adaptadas às condições do país (GRIFFITH et al., 1994). Uma das técnicas mais utilizadas é a recuperação com espécies de rápido crescimento (VASCONCELOS, 1997), onde a sucessão ecológica é estimulada na busca de uma comunidade mais estável (LIMA, 1986) e uma paisagem esteticamente harmoniosa e ecologicamente autossustentável (GRIFFITH et al., 1994). Neste sentido, a avaliação dos atributos físicos, químicos do solo em ambientes degradados é de grande relevância, uma vez que pode fornecer subsídios para o estabelecimento de sistemas racionais de manejo, contribuir para a manutenção de ecossistemas sustentáveis (CARNEIRO et al., 2009), bem

como a geração de informações estratégicas para a implantação de programas de recuperação ambiental.

No contexto da recuperação de áreas degradadas pelo garimpo, trabalhos de caracterização física e química dos substratos poderão contribuir efetivamente para futuras atividades de recuperação de áreas por esta atividade, uma vez que são poucos os trabalhos que relatam as alterações ocorridas nos solos dos campos rupestres na literatura nacional. O presente trabalho teve como objetivo realizar a caracterização física e química do substrato de três áreas degradadas em processo de regeneração e uma área não degradada no Parque Estadual do Biribiri, MG.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

O estudo foi realizado no Parque Estadual do Biribiri (PEB), no município de Diamantina, Minas Gerais, na região do Alto Jequitinhonha em rochas do Supergrupo Espinhaço. A área encontra-se sobre a Formação Sopa-Brumadinho, uma das formações basais do Supergrupo Espinhaço. A classe de solo predominante é o Neossolo Quartzarênico Órtico típico. As características peculiares do relevo são determinadas, sobretudo, pela natureza quartzítica das rochas que de forma geral promove a formação de solos arenosos e rasos (ABREU et al., 2005). A cobertura vegetal típica desse pedoambiente é o cerrado rupestre e o campo rupestre, ecótipos bem adaptados ao déficit hídrico sazonal (IEF, 2004)

De acordo com Neves et al. (2005), o clima na área de estudo é do tipo Cwb, segundo a classificação de Köppen, temperatura média anual na faixa de 18° a 19°C e precipitação média anual variando de 1.250 a 1.550 mm. A umidade relativa do ar é quase sempre elevada, revelando médias anuais de 75,6%, com altitude em torno de 1.390 m.

Neste trabalho foram selecionadas três áreas sob diferentes tipos pretéritos de degradação assim descritos (Figura 1):

Área 1 (ADGD): Área de lavra de garimpo de diamante desativada (0,97 ha), em formação de campo rupestre, situada nas coordenadas 649039.72, 649065.89 E e 7987046.96, 7986917.00 S (UTM), zona 23K. A perturbação ocorrida nos solos pela atividade minerária ocasionou a perda da cobertura vegetal, uma maior exposição à radiação solar, aumento da temperatura, perda de umidade e dos nutrientes do solo. O relevo é bastante movimentado com constantes afloramentos rochosos (arenito e quartzito). Nos afloramentos, onde existe solo, este é normalmente raso, arenoso e formado por uma estreita camada organo-arenosa depositada diretamente sobre a rocha matriz.

Área 2 (ADGO): Corresponde a um garimpo de ouro desativado (2,57 ha), situada nas coordenadas 649390.39, 649352.30 W e 7987270.13, 7987310.25 S (UTM), zona 23K. Segundo comunicação oral do Instituto Estadual de Florestas (IEF) de Diamantina, MG, esta área foi minerada no período colonial e não há relatos de atividades antrópicas posteriores a este período. A perturbação ocorrida nos solos pela atividade minerária ocasionou, como na área 1, perdas de propriedades fundamentais para o equilíbrio do sistema florestal.

Área 3 (ADV): Área que no passado foi realizada a exploração de diamante que atualmente sofre com os processo de voçorocamento (1,72 ha), situada nas coordenadas 649176.34, 649377.97 W e 7986211.14, 7986098.64 S (UTM), zona 23K. Atualmente está circundado, por uma matriz de baixa biomassa. Confrontando-se com pastagem degradada e área de empréstimo ao seu entorno.

Área 4 (AR): Área referência sob domínio da Floresta Estacional Semidecidual localizada nos arredores das áreas em processo de recuperação (12,09 ha), situada nas coordenadas 649777.26, 649743.83 W e 7986825.32 e 7987206.54 S, zona 23K.

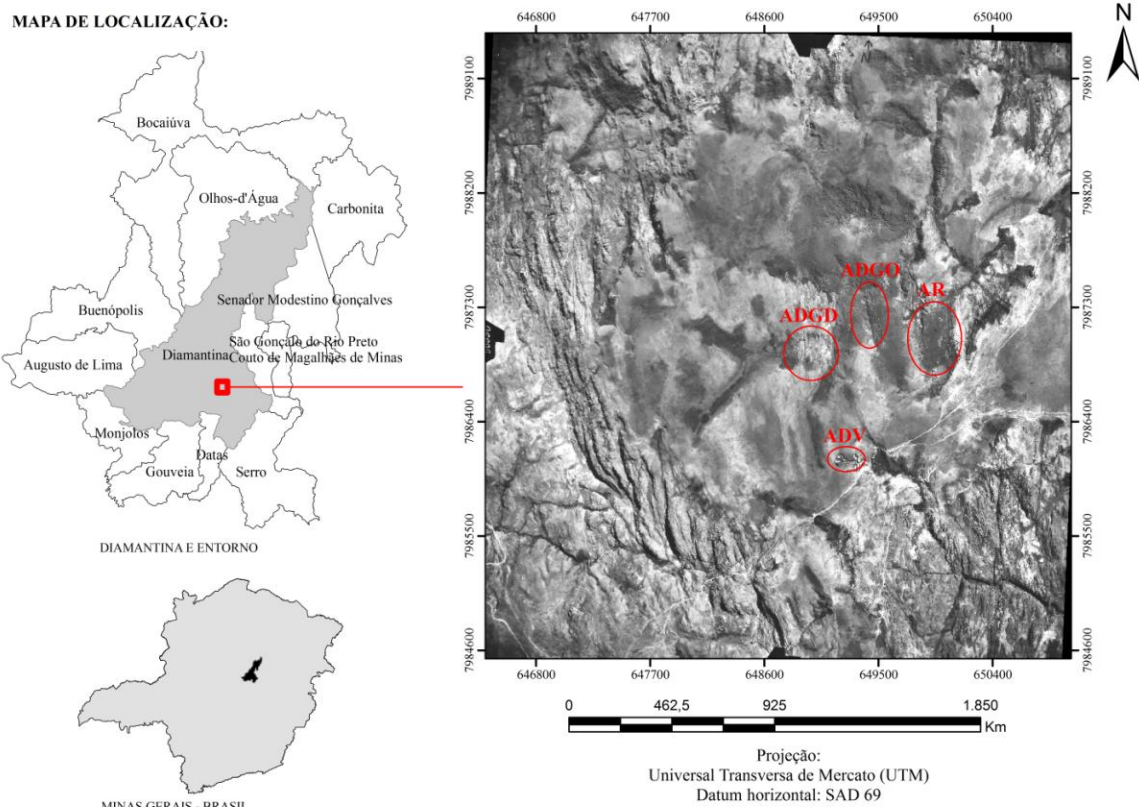


Figura 1: Localização das três áreas degradadas e a área referência. Em que: ADGD = área degradada pelo garimpo de diamante; ADGO = área degradada pelo garimpo de ouro; ADV = área degradada pelo processo de voçorocamento e AR = área referência.

Figure 1: Location of the three areas degraded and the reference area. Where: ADGD = area degraded by mining diamonds; ADGO = area degraded by mining gold, ADV = area degraded by the process voçorocamento and AR = Reference area.

As áreas degradadas pelo garimpo de diamante, ouro, voçorocamento e área referência contou com 50 (10 x 10 m), 30 (10 x 10 m), 36 (5 x 3 m) e 25 (20 x 20 m) parcelas respectivamente. Em cada parcela, foi coletada uma amostra composta do substrato superficial (0-20 cm), com cerca de 300 cm<sup>3</sup>, constituída de cinco sub-amostras (próximo dos vértices e no centro das parcelas) de forma a representar toda heterogeneidade ambiental.

As análises químicas e físicas do substrato foram realizadas no Laboratório de Fertilidade e Física do Solo da UFVJM de acordo com o protocolo da Embrapa (2000), sendo analisados os parâmetros químicos de solo: pH em água; teores de P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> e Al<sup>3+</sup>; complexo sortivo (acidez potencial (H + Al), saturação por bases (V%), soma de bases (SB), CTC a pH 7 (T), CTC efetiva (t) e saturação por alumínio (m%)) e matéria orgânica (MO). Os teores de areia, silte e argila foram mensurados pelo método da pipeta (EMBRAPA, 1997). A umidade foi avaliada pelo Moisture Meter HH2.

A resistência à penetração, também foi avaliada em cinco pontos em cada parcela experimental, sendo um ao centro e os outros quatro pontos próximos aos vértices das parcelas, utilizando-se o penetrometrographer, com capacidade de carga de 76 kgf.cm<sup>-2</sup>; provido de uma haste de 0,60 m de comprimento, equipado com cone confeccionado em aço-prata tungstênio e com inclinação de 60°; da marca SOILCONTROL, modelo Penetrographer PAT SC-60; no qual a curva da resistência à penetração do solo foi obtida em valores de leitura na unidade de kgf.cm<sup>-2</sup> sendo convertidos posteriormente em MPa, multiplicando-se por 0,098, conforme Oliveira et al. (2007). Valores de resistência mecânica à penetração foram coletados ao longo da camada de 0-30 cm, utilizando os valores médios encontrados a cada 5 cm de profundidade. Os limites adotados para a classe de resistência à penetração e graus de limitação ao crescimento das raízes será de acordo com Canarache (1990).

A partir dos resultados das análises químicas e físicas, os dados obtidos foram aferidos e submetidos a análises estatísticas. As comparações entre as médias das variáveis ambientais para as quatro áreas foram realizadas por meio do teste de *t* para amostras independentes ( $P < 0,05$ ).

## RESULTADO E DISCUSSÃO

De acordo com a classificação do coeficiente de variação (CV), proposta por Warrick e Nielsen (1980), para a área degradada pelo garimpo de diamante, os valores de K, RP\_0-10



cm, e umidade apresentaram CV alto (>62%). O valor de pH e porcentagem de areia, CV baixo (<12%). Os demais atributos do solo estudados tiveram CV médio (12 a 62%). Para a área degradada pelo garimpo de ouro, RP\_0-10 cm e P apresentaram CV alto. O valor de pH e m(%), CV baixo. Os demais atributos do solo tiveram CV médio. Já na área degradada pelo processo de voçorocamento apenas pH apresentou CV baixo. Os valores de m(%), umidade(%), areia (%), Ca, Mg, Al, SB, t e T apresentaram CV médio. Os demais atributos físicos químicos do solo apresentaram valores alto de CV.

Na área referência, RP\_0-10, RP\_10-20 e RP\_20-30 apresentaram CV alto; pH, m, CV baixo e os demais atributos do solo estudados tiveram CV médio. Segundo Frogbrook (2002), valores elevados de CV podem ser considerados como os primeiros indicadores da existência de heterogeneidade do substrato. Isto demonstra que as concentrações de determinados elementos no solo de ecossistemas tropicais são extremamente variáveis, refletindo o material de origem, a topografia, a pluviosidade, a vegetação e diversos outros fatores do meio que interagem com o solo (HAAG, 1985).

Apesar das características químicas diferenciarem entre as diferentes áreas, dentro da mesma área, no geral os substratos das três áreas degradadas apresentaram baixa fertilidade natural, o que vem a corroborar com os resultados encontrados por Barth (1989) e Gomide, (2011), indicando também baixa acidez (CFSEMG, 1999) acompanhando os padrões dos solos do cerrado brasileiro que apresentam pH variando entre 4,0 e 7,5 (LOPES et al., 1991).

Os valores médios de pH encontrados nas áreas degradadas foram: (4,86) para a área degradada pela extração de ouro seguida pela área de voçorocamento (5,05) e da área de extração de diamantes (5,06) mostrando-se todos ácidos, conforme Longo et al. (2005). Entretanto, contrariamente ao esperado, os substratos das áreas degradadas foram em média significativamente menos ácidos e com menores teores de alumínio que os solos da área referência. Isso se deu possivelmente devido à distribuição heterogênea do alumínio no perfil do solo, com maior concentração desse elemento nas camadas superiores dos solos avaliados (NEGREIROS et al., 2011).

Por outro lado, estes resultados corroboram com os levantamentos realizados em solos de campo rupestre na Serra do Cipó (RIBEIRO; FERNANDES, 2000; BENITES, 2001; MEDINA, 2004) e estão dentro dos intervalos (1,9 a 7,4) encontrados por Jung (2001), para rejeito de mineração de ouro-prata e Longo et al., (2005) para áreas degradadas pela mineração de cassiterita na Floresta Nacional do Jamari (3,7 a 4,8). Segundo Silva et al., (2004) e Jung (2001), a larga extensão de valores de pH pode ser atribuída a diferenças na mineralogia dos minérios: os altos valores podem ser atribuídos a reações com carbonatos e

cianeto e os baixos valores de pH ao intemperismo de minerais sulfetados (SILVA et al., 2004; FREITAS et al., 2006). Por outro lado, segundo Kochian et al. (2002), valores de pH iguais ou inferiores a 5,5, o íon trivalente  $Al^{3+}$  considerado o mais tóxico, prevalece na solução do solo, inibindo o crescimento de raízes e consequentemente das plantas.

Em termos nutricionais, para as plantas a faixa ideal de pH situa-se entre 5,6 e 6,2 (MARSCHNER, 2002). Porém, uma gama de espécies toleram pH na faixa de 4,2 a 5,0 (COSTA; ZOCHE, 2009), pois elas apresentam capacidade de alterar o pH na rizosfera, além de possuírem mecanismos internos nas raízes para tolerar elevada acidez (FOY, 1988).

De acordo com a interpretação de Alvarez. et al. (1999), utilizada para solos agrícolas, pode-se classificar os teores dos nutrientes e os demais atributos (Tabela 1) nas seguintes classes de fertilidade do solo para a área de garimpo de ouro: Muito baixo: P, V; Baixo:  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ , SB; Médio: P, t, M.O; Bom: T; Alto: m (saturação por  $Al^{3+}$ ); Muito Alto:  $Al^{3+}$ , H + Al. Para a área de garimpo de diamante as classes foram: Muito baixo: P,  $K^+$ , M.O; Baixo:  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$ , SB,  $Al^{3+}$ , t, m (saturação por  $Al^{3+}$ ), e V; Médio: H + Al, T. Já para a área de voçorocamento foi: Muito baixo: P,  $K^+$ ; Baixo:  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$ , SB e t; Bom: M.O; Médio:  $K^+$ ,  $Al^{3+}$ , T, m (saturação por  $Al^{3+}$ ); Alto: H + Al. Os substratos nas áreas degradadas diferiram significativamente da área referência em todos os atributos químicos e físicos avaliados (Tabela 1).

Tabela 1: Atributos químicos e físicos do substrato superficial (0-20 cm) de três áreas sob diferentes tipos pretéritos de degradação e uma área referência em região de campo rupestre no Parque Estadual de Biribiri, MG. Os valores são médias  $\pm$  desvios padrão das n amostras de cada uma das quatro áreas. As médias seguidas de letras diferentes indicam diferenças significativas em testes de t para amostras independentes ( $P < 0,05$ ).

Table 1: Attributes chemical and physical of the substrate surface (0-20 cm) in three areas under different Types of degradation preterit and a reference area in a region of rocky fields in Biribiri State Park, MG. Values are means  $\pm$  standard deviations of n samples of each of the four areas. Means followed by different letters indicate significant differences in t tests for independent samples ( $P < 0.05$ ).

ATRIBUTOS	ADGD	ADGO	ADV	AR
ph em água	5,06 $\pm$ 0,14	a 4,86 $\pm$ 0,10	ac 5,05 $\pm$ 0,12	ab 4,63 $\pm$ 0,13
P (mg.dm <sup>-3</sup> )	2,45 $\pm$ 0,29	b 2,73 $\pm$ 2,41	ab 1,28 $\pm$ 0,31	b 4,73 $\pm$ 0,52
K (mg.dm <sup>-3</sup> )	11,95 $\pm$ 2,6	c 54,71 $\pm$ 8,1	b 45,9 $\pm$ 9,56	b 95,7 $\pm$ 14,2
$Ca^{+2}$ (cmolc.dm <sup>-3</sup> )	0,71 $\pm$ 0,07	a 0,48 $\pm$ 0,03	c 0,55 $\pm$ 0,04	b 0,57 $\pm$ 0,07
$Mg^{+2}$ (cmolc.dm <sup>-3</sup> )	0,29 $\pm$ 0,03	a 0,22 $\pm$ 0,01	b 0,21 $\pm$ 0,04	b 0,23 $\pm$ 0,03
$Al^{+3}$ (cmolc.dm <sup>-3</sup> )	0,32 $\pm$ 0,03	d 2,24 $\pm$ 0,25	b 0,87 $\pm$ 0,14	c 4,18 $\pm$ 0,27
H + Al (cmolc.dm <sup>-3</sup> )	2,63 $\pm$ 0,24	d 10,62 $\pm$ 1,7	b 6,00 $\pm$ 1,28	c 30,1 $\pm$ 2,48
SB (cmolc.dm <sup>-3</sup> )	1,02 $\pm$ 0,09	a 0,84 $\pm$ 0,04	b 0,88 $\pm$ 0,07	b 1,05 $\pm$ 0,11
t (cmolc.dm <sup>-3</sup> )	1,34 $\pm$ 0,07	d 3,08 $\pm$ 0,25	b 1,75 $\pm$ 0,12	c 5,22 $\pm$ 0,29

ATRIBUTOS	ADGD	ADGO	ADV	AR
				cont....
T (cmolc.dm <sup>-3</sup> )	3,65 ± 0,21	d 11,46 ± 1,7	b 6,88 ± 1,72	c 31,14 ± 2,5
m (%)	25,34 ± 3,2	d 70,8 ± 2,34	c 47,92 ± 5,1	b 79,8 ± 1,88
V (%)	29,1 ± 2,96	a 9,54 ± 1,32	c 16,86 ± 3,5	b 3,46 ± 0,37
M.O (dag/kg)	0,55 ± 0,07	d 2,47 ± 0,29	b 1,60 ± 0,39	c 5,11 ± 0,13
Areia (%)	88,66 ± 1,1	a 53,10 ± 5,8	c 66,06 ± 7,5	b 30,6 ± 3,74
Argila (%)	2,94 ± 0,26	c 13,4 ± 2,24	b 15,7 ± 3,45	b 44,3 ± 3,28
Silte (%)	8,58 ± 1,09	d 33,48 ± 5,6	a 18,17 ± 5,1	c 25,1 ± 2,53
RP_0-10cm (MPa)	2,34 ± 0,12	a 2,07 ± 0,19	a 0,68 ± 0,06	c 1,57 ± 0,14
RP_10-20cm (MPa)	3,02 ± 0,09	a 2,94 ± 0,17	a 1,04 ± 0,10	b 1,97 ± 0,18
RP_20-30cm (MPa)	3,20 ± 0,07	a 3,34 ± 0,15	a 1,22 ± 0,10	c 2,26 ± 0,22
Umidade (%)	8,05 ± 1,37	d 17,4 ± 1,36	a 12,30 ± 0,8	c 14,4 ± 0,57
Cobertura rocha (%)	14,7 ± 17,4	a 4,93 ± 1,93	b 0,33 ± 1,39	c 0,00 ± 0,00
Cascalho exposto (%)	49,2 ± 21,3	a 15,2 ± 12,5	b 13,9 ± 18,6	b 13 ± 27,16

pH água: Relação solo-água 1:2,5. P e K: Extrator Mehlich-1. Ca, Mg e Al: Extrator KCl 1 mol L<sup>-1</sup>. t: Capacidade de troca de cátions efetiva. T: Capacidade de troca de cátions a pH 7,0. m: Saturação de alumínio. V: Saturação por bases. MO: Matéria orgânica determinado pelo método colorimétrico. Areia, silte e argila: Método da pipeta. RP\_0-10cm, RP\_10-20cm e RP\_20-30cm, resistência do solo a penetração nas profundidades apresentadas.

Os atributos do solo analisados (Tabela 1) foram similares nos valores da média e mediana, isto indica que as medidas de tendência central não são dominadas por valores atípicos na distribuição (CORA et al., 2004).

O potássio (K<sup>+</sup>) apresentou diferenças significativas, sendo os maiores valores encontrados na área referência. As áreas degradadas pela extração de ouro e pelo processo de voçorocamento não diferiram entre si e foram superiores a área degradada pela extração de diamante, o que corrobora dados obtidos por Longo et al. (2005) em área de extração de cassiterita.

Os teores de fósforo disponível podem ser considerados muito baixos em todas as áreas ( $\leq 10 \text{ mg.dm}^{-3}$ ), sendo os maiores teores encontrados na área referência ( $4,73 \text{ mg.dm}^{-3}$ ) seguido da área degradada pela extração de ouro ( $2,73 \text{ mg.dm}^{-3}$ ), área degradada pela extração de diamante e voçorocamento respectivamente ( $2,45$  e  $1,28 \text{ mg.dm}^{-3}$ ). Resultados semelhantes foram encontrados em rejeito da mineração de ouro com teor abaixo de  $3,1 \text{ mg dm}^{-3}$  de P (SILVA et al., 2004) e em áreas de mineração de carvão com valores abaixo de  $3,8 \text{ mg dm}^{-3}$  (COSTA; ZOCHE, 2009).

Estes baixos teores podem estar relacionados à fixação de fósforo por cargas positivas de micelas de óxi-hidróxidos de ferro e alumínio (NOVAIS; SMYTH, 1999), o que vem a comprometer o crescimento vegetal em solos tropicais, uma vez que o P é o principal

nutriente responsável pelo crescimento inicial das plantas (SKREBSKY et al., 2008). Contudo, um mecanismo provável para evitar que o P seja um elemento limitante é o uso de espécies com potencial para a formação de associações micorrízicas: fungos glomaleanos e o P do solo são fatores importantes na tecnologia de restauração de áreas degradadas (SIQUEIRA et al., 1998). Outra forma seria a implementação de práticas silviculturais que visam o aumento do teor de M.O no solo, visto que o desaparecimento progressivo de matéria orgânica possibilita a imobilização do P, diminuindo sua disponibilidade para a comunidade vegetal (MONTAGNINI; JORDAN, 2002).

Com relação à matéria orgânica, os resultados foram diferentes para cada área, verificou-se uma tendência de aumento desta variável na área referência e naquela degradada pela extração de ouro, o que levou a níveis mais baixos de pH e a uma acidez potencial (H + Al) mais elevada, embora apresente teores de Ca e Mg relativamente baixos. Pode-se inferir que o maior teor de M.O na área referência e na área degradada pela extração de ouro se deu por esse sistema apresentar estrutura mais complexa e composição florística diversificada, imobilizando mais fortemente o Ca e Mg, elementos estes, componentes estruturais dos vegetais (MORAES et al., 2008).

Resultados semelhantes aos obtidos neste estudo para o teor de M.O foram encontrados por (SILVA et al., 2004; FAVARETTO et al., 2000 e COSTA; ZOCHE, 2009) em áreas degradadas pela mineração de xisto. Essa mesma tendência foi registrada por Longo et al. (2011) estudando o uso da adubação verde na recuperação de solos degradados por mineração na floresta amazônica, o que comprova os resultados do presente trabalho. Resultados superiores de MO foram encontrados por (MELLONI et al., 2006) estudando áreas de mineração de bauxita sob diferentes fitofisionomias, idades e condições de reabilitação.

Os teores médios de matéria orgânica apresentaram valores significativamente maiores na área referência em relação às demais situações, em virtude do próprio processo de extração que envolve a supressão da vegetação original, revolvimento e estocagem do material beneficiado. Pode-se inferir que áreas conservadas apresentam maior fertilidade natural quando comparados com áreas degradadas em processo de recuperação. Segundo Longo et al. (2011) a ausência de matéria orgânica em solos degradados faz com que estes apresentem baixa resiliência. Assim, a deficiência em matéria orgânica é uma característica que deverá ser trabalhada durante a recuperação de substratos degradados (LONGO et al., 2005). Podendo influenciar positivamente a fertilidade do solo por reter formas orgânicas de nutrientes e

apresentar elevada capacidade de trocas de cátions (MORAES et al., 2008), funcionando como suporte ao estabelecimento e desenvolvimento da vegetação colonizadora.

Do ponto de vista da sucessão, a ciclagem é caracterizada por uma rápida renovação dos nutrientes durante os estágios iniciais da sucessão, com exceção do  $\text{Ca}^{+2}$ , e uma mudança para taxas mais lentas de renovação nos estágios mais tardios (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; MORAES et al., 2008), como parece ser o caso das áreas degradadas desse estudo.

Em relação à porcentagem de areia, silte e argila, pelos resultados, verificam-se diferenças significativas entre as situações estudadas, com exceção dos teores de argila nas áreas degradadas pela extração de ouro e pelo processo de voçorocamento que foram iguais estatisticamente. Assim, nas três áreas degradadas houve o predomínio de solos com altos teores de areia. Resultado semelhante foi encontrado por Silva et al. (2006), estudando o material estéril e rejeito da mineração de ferro da Mina de Alegria em Mariana, MG, onde constatou porcentagens de areia (50%), argila (2%) e silte (48%). Roussel et al. (2000), após realizarem uma análise textural de um rejeito de mineração de ouro na França, verificaram que amostras retiradas aos 20 cm continham 10,8% de silte e pouca argila (3,6%). Segundo Silva et al. (2004), isto já era esperado, uma vez que estes substratos constituem materiais pouco intemperizado.

A maior retenção média de umidade (18,32%) apresentada pela área degradada por extração de ouro deve-se, possivelmente, ao maior teor de matéria orgânica. Por outro lado, a área referência apresentou teores de M.O superiores a área degradada por extração de ouro e umidade significativamente inferior, o que pode ser explicado pela coleta de dados em diferentes épocas. Estes resultados vêm de encontro à afirmativa de Grohmann; Camargo (1973), em que a quantidade de água retida pelo solo depende principalmente da quantidade e natureza da fração argila e do teor de matéria orgânica presente no substrato. Assim, a determinação da umidade do solo no momento da avaliação da resistência à penetração, é de fundamental importância para se realizar adequadamente a interpretação dos resultados de compactação encontrados (OLIVEIRA et al., 2007).

A média e mediana para as classes de resistência à penetração na profundidade de 0 – 10 cm, para as áreas degradadas pela extração de ouro e diamante, foram baixas, sendo significativamente superior a área referência, porém refletindo em pouca limitação ao crescimento de raízes (1,08 - 2,45 MPa), já a área degradada pelo processo de voçorocamento apresentou classe de resistência a penetração muito baixa, sem limitação ao crescimento de raízes (< 1,08 MPa) para esta mesma profundidade.

Para a profundidade de 10 – 20 cm e 20 – 30 cm a classe de resistência à penetração foi média, refletindo em algumas restrições ao crescimento de raízes (2,55 - 4,90 MPa), para as áreas degradadas pelo processo de extração de ouro e diamante. A classe de resistência à penetração para área referência para a profundidade de 10 – 20 cm e 20 – 30 cm apresentou pouca limitação ao crescimento de raízes. Já na área degradada pelo processo de voçorocamento a classe de resistência a penetração passou de muito baixa na profundidade de 10 – 20 cm para baixa na profundidade de 20 - 30 cm, refletindo então pouca limitação ao crescimento de raízes (CANARACHE, 1990).

O maior grau de compactação nas áreas degradadas pela extração de ouro e diamante é preocupante, pois torna os solos menos permeáveis à água e mais suscetível ao escoamento superficial (NETO et al., 2008), aumentando as perdas com os processos erosivos além de ser um fator limitante na colonização do local.

De acordo com Espíndola et al. (2000), a baixa resistência mecânica a penetração no substrato arenoso está associada a sua ausência de estruturação e sua disposição tipo aluvial. Este resultado não foi verificado na área degradada pela extração de diamante, podendo assim ser justificado pela presença de grande afloramento de rocha e solos bastante rasos. Por outro lado a área referência se mostrou significativamente mais compactada que a área degradada pelo processo de voçorocamento em virtude da sua condição de ambiente de equilíbrio e estruturação do solo sob a vegetação (LONGO et al., 2005).

De acordo com Oliveira et al. (2007) e Camargo; Alleoni (1997), valores de resistência mecânica à penetração a partir de 2,5 MPa são considerados limitantes para o crescimento e desenvolvimento adequado de plantas cultivadas. Assim, os substratos das áreas degradadas pela extração de ouro e diamante apresentam limitações ao crescimento das plantas nas camadas de 10 - 20 e 20 - 30 cm, evidenciando maior compactação em profundidade, havendo a necessidade de algumas práticas silviculturais de preparo do solo antes da semeadura ou plantio de mudas durante o processo de recuperação destas áreas degradadas visando favorecer o desenvolvimento das plantas colonizadoras. Resultados de resistência a compactação superiores a 2,5 MPa foram encontrados por Corrêa; Bento (2010), estudando substratos minerados de área de empréstimo revegetada no Distrito Federal e por Campos; Alves (2006), avaliando a resistência a penetração de solo em processo de recuperação após servir de área de empréstimo para a Usina hidrelétrica Ilha Solteira, MS, (5,92 – 6,92 MPa) na cama de 0 - 40cm respectivamente. Resultados inferiores aos das áreas degradadas pela extração de ouro e diamante foram encontrados por Leite et al. (1994),

estudando as propriedades físico-hídricas do solo de uma cascalheira no Parque Nacional de Brasília (1,61 MPa).

Verifica-se na figura 1, que os autovalores dos dois primeiros componentes da PCA foram 45,2% e 16,03 e a porcentagem de variância acumulada foi de 61,23%. Observa-se que os dois primeiros componentes explicaram a maior parte da variação dos dados ambientais nas parcelas. Embora a Análise de Componentes Principais (PCA), tenha limitações na ordenação de dados florísticos, ela é de grande eficiência para explicar a variação de dados ambientais.

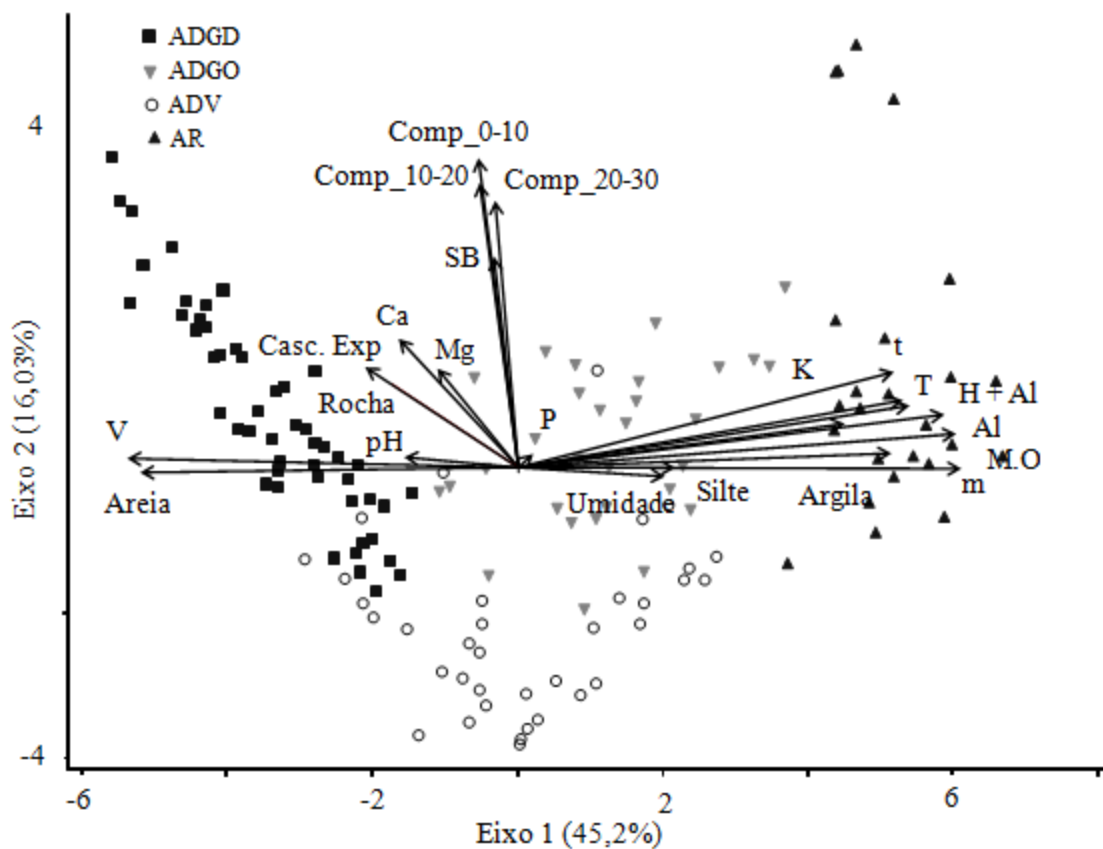


Figura 1 - Análise de componentes principais (PCA) das variáveis ambientais coletadas de 116 parcelas em três áreas degradadas em processo de recuperação e uma área referência em Diamantina, MG. Em que: ADGD = área degradada pelo garimpo de diamante; ADGO = área degradada pelo garimpo de ouro; ADV = área degradada pelo processo de voçorocamento e AR = área referência.

Figure 1 - Principal component analysis (PCA) of environmental variables collected from 116 plots in three areas degraded in the process of recuperation and a reference area in Diamantina, MG. Where: ADGD = area degraded by mining diamonds; ADGO = area degraded by mining gold, ADV = area degraded by the process voçorocamento and AR = Reference area.

A ordenação das parcelas, por vetores das variáveis ambientais, nos dois primeiros componentes da PCA, indica que areia, V, pH apresentaram alta correlação positiva entre si e estão correlacionadas negativamente com as variáveis umidade, silte, argila e M.O. Essas

últimas também mostraram alta correlação positiva entre si. O primeiro eixo teve maior correlação positiva com m, MO, Al e argila, e maior correlação negativa com V, areia, cascalho exposto e Ca. O segundo componente foi positivamente RP\_0-10, RP\_10-20, RP\_20-30 e SB. Esses dois eixos dividiram as parcelas em quatro grupos, com base na fertilidade, física e topografia do substrato.

Um grupo é composto por parcelas da área degradada pela extração de diamante, sendo mais arenoso, com alta saturação por base, pH mais elevado, alta cobertura de rocha e cascalho exposto, características que juntas dificultam o estabelecimento da vegetação na área e justificam a baixa densidade de plantas na área. O segundo grupo é composto por parcelas da área degradada pelo processo de voçorocamento que ocupa áreas menos compactadas e com baixa fertilidade natural. O terceiro grupo é composto pelas parcelas da área referência que apresenta um maior teor de M.O. justificado pela alta deposição de material orgânico por parte da vegetação ali presente, elevados teores de K e alta concentração Al, justificando o porte arbóreo da vegetação. Neste mesmo grupo as parcelas 23, 24 e 25 distanciaram das demais em função da elevada resistência mecânica à compactação. No quarto grupo estão as parcelas da área degradada pela extração de ouro, com áreas menos drenadas quando comparadas à área referência, com maiores porcentagens de silte e P, características que vem favorecendo a ingresso de indivíduos na área, aumentando a cobertura vegetal na mesma. De forma geral a PCA separou claramente todas as situações estudadas, confirmando a grande heterogeneidade dos substratos, necessitando então de um tratamento particular e adequado a cada área quando o objetivo é a recuperação de ecossistemas degradados de forma eficiente e autossustentável.

## **CONCLUSÕES**

A partir da análise dos atributos químicos, observou-se que os substratos apresentam-se com elevada limitação ao desenvolvimento de plantas colonizadoras, apresentando como restrições os baixos teores de P, K, Ca, Mg, matéria orgânica e elevada acidez.

Houve o predomínio de solos com alta porcentagem de areia nas áreas degradadas caracterizando-os como de textura arenosa.

A PCA permitiu verificar que as variáveis ambientais não se distribuem de forma homogênea em todas as áreas.



As duas áreas de mineração apresentaram média resistência mecânica a penetração se mostrando limitante ao crescimento de plantas nas profundidades de 10-20 e 20-30 cm, enquanto que a área de voçorocamento apresentou baixa resistência à penetração.

## AGRADECIMENTOS

A Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, em especial ao Departamento de Engenharia Florestal.

A Fundação de apoio à pesquisa de Minas Gerais, pelo apoio financeiro.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA-ABREU, P. A.; FRAGA, L. M. S.; NEVES, S. C.. Geologia. In: Alexandre Christófaro Silva; Léa Cristina Vilela Sá Fortes Pedreira; Pedro Ângelo Almeida-Abreu. (Org.). **Serra do Espinhaço Meridional** - Paisagens e Ambientes. 1 ed. Diamantina: UFVJM - Faculdade de Ciências Agrárias, v. 1, p. 17-44, 2005.

ALVAREZ V., V. H.; NOVAIS, R. F.; BARROS, N. F.; CANTARUTTI, R. B. e LOPES, A. S. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P. T. G. e ALVAREZ V., V. H., ed. Comissão de Fertilidade do solo do estado de Minas Gerais - **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais** - 5ª aproximação. Viçosa, p.25-32, 1999.

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

BARTH, R. C. **Avaliação da recuperação de áreas mineradas no Brasil**. Viçosa: UFV, Boletim Técnico SIF, 1, p. 41, 1989.

BENITES, V. M. **Caracterização de solos e de substâncias húmicas em áreas de vegetação rupestre de altitude**. Tese de Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas, Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, p. 71, 2001.

BRADSHAW, A. D. The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. W. R. JORDAN, M. E. GILPIN, and J. D. ABER, editors. **Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research**. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, p. 53-74, 1987.

CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F. **Compactação do solo e o desenvolvimento de plantas**. Piracicaba: ESALQ, p. 132, 1997.

CAMPOS, F. S.; ALVES, M. C. Resistência à penetração de um solo em recuperação sob sistemas agrosilvopastoris. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental**, Campina Grande, PB, v.10, p.759-764. 2006.

CANARACHE, A. Penetrográfer a generalized semi-empirical model estimating soil resistance to penetration. **Soil Tillage Research**, Amsterdam, v.16, n.1, p.51-70, 1990.

CARNEIRO, M. A. C.; SOUZA, E. D.; REIS, E. F.; PEREIRA, H. S. e AZEVEDO, W. R. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 147-157, 2009.

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais : 5ª aproximação**. Viçosa, MG, p. 359, 1999.

CORA, J. E.; ARAUJO, A. V.; PEREIRA, G. T.; BERALDO, J. M. G. Variabilidade espacial de atributos do solo para adoção do sistema de agricultura de precisão na cultura de cana-deaçúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.28, n.6, p.1013-1021, 2004.

CORRÊA, R. S. e BENTO, M. A. B. Qualidade do substrato minerado de uma área de empréstimo revegetada no Distrito Federal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 1435-1443, 2010.

COSTA, S.; ZOCHE, J. J. Fertilidade de solos construídos em áreas de mineração de carvão na região sul de Santa Catarina. **Revista Árvore**, Viçosa, v.33, n.4, p.665-674, 2009.

DOSSIN, I. A., DOSSIN, T. M., CHAVES, M. L. S. C. Compartimentação estratigráfica do Supergrupo Espinhaço em Minas Gerais – os Grupos Diamantina e Conselheiro da Mata. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 20, p. 178-186, 1990.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2.ed. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, , Rio de Janeiro. 2000.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília: Produção de Informação, p. 212, 1997.

ESPÍNDOLA, C. R., MELO, W. J., LONGO, R. M. Forest and soil degradation by tin mining. In: **MANAGING FOREST SOILS FOR SUSTAINABLE PRODUCTIVITY**, 2000. Vila Real, Portugal. **Anais...**, p. 215-214, 2000.

FARIAS, C. E. G.; COELHO, J. M. **Relatório Preparado para o CGEE – PNUD**. Contrato 2002/001604, PNUD, 2002.

FAVARETTO, N.; MORAES, A.; MOTTA, A. C. V.; PREVEDELLO, B. M. S. Efeito da revegetação e da adubação de área degradada na fertilidade do solo e nas características da palhada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.35, n.2, p.289-297, 2000.

FONSECA, F. Os efeitos da mineração sobre o meio ambiente. **Brasil Mineral**, v. 7, p. 74 - 80, 1989.

FOY, C. D. Plant adaptation to acid, aluminum-toxic soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 19, n.7-12, p. 959-987, 1988.

FREITAS, F. A.; KOPP, M. M.; SOUSA, R. O.; ZIMMER, P. D.; CARVALHO, F. I. F.; OLIVEIRA, A. C. Absorção de P, Mg, Ca e K e tolerância de genótipos de arroz submetidos a estresse por alumínio em sistema hidropônicos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.36, n.1, p.72-79, 2006.

FROGBROOK, Z. Exploring the spatial relations between cereal yield and soil chemical properties and the implications for sampling. **Soil Use and Management**, Oxon, v.18, n.1, p.1-9, 2002.

GOMIDE, P. H. O.; SILVA, M. L. N.; SOARES, C. R. F. S. Atributos Físicos, Químicos e Biológicos do Solo em Ambientes de Voçorocas no município de Lavras, MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.35, p. 567-577, 2011.

GRIFFITH, J. J.; DIAS, L. E.; JUCKSCH, I. Novas estratégias ecológicas para a revegetação de áreas mineradas no Brasil. In: SIMPÓSIO SUL-AMERICANO, 1., SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 2., Foz do Iguaçu, 1994. **Anais ...** Curitiba: FUPEF, p. 31-43, 1994.

GROHMAN, F.; CAMARGO, O. A. Influência de óxidos de ferro livres e da matéria orgânica na adsorção da água pelo solo. **Bragantia**, Campinas, v.32, n.10, p.203-222, 1973.

GUARIGUATA, M.R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, Oxford, Blackwell, v.148, p.185-206, 2001

HAAG, H.P. **Ciclagem de nutrientes em florestas tropicais**. Campinas: Fundação Cargill, p. 162, 1985.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO - JBM. **Mineração e meio ambiente**. Brasília: p. 111, 2010.

INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS (IEF). **Plano de Manejo Parque Estadual do Biribiri**. Curitiba, PR. 2004.

JUNG, M. C. Heavy metal contamination of soils and wasters in and around the Imcheon Au-Ag mine, Korea. **Applied Geochemistry**, India, v. 16, p.1369-1375, 2001.

KOCHIAN, L. V.; PENCE, N. S.; LETHAM, L. D.; PINEROS, M. A.; MAGALHÃES, J. V.; HOEKENGA, O. A.; GARVIN, D. F. **Mechanisms of metal resistance in plants**, v. 70, n. 1, p.139-146, 2002.

LEITE, L.L.; MARTINS, C.R.; HARIDASAN, M. Efeitos da descompactação e adubação do solo na revegetação espontânea de uma cascalheira no Parque Nacional de Brasília. In: SIMPÓSIO SUL-AMERICANO, 1.; SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 2., Curitiba, 1994. **Anais...** Curitiba, Sobrade, p.527-534, 1994..

LIMA, W. P. **Princípios de hidrologia florestal para o manejo de bacias hidrográficas**. São Paulo: Escola Superior de Agricultura “Luis de Queirós”, p. 242, 1986.

LONGO, M. R.; RIBEIRO, A. I.; MELO, W. J. Uso da adubação verde na recuperação de solos degradados por mineração na floresta amazônica. **Bragantia**, Campinas, v. 70, n. 1, p.139-146, 2011

LONGO, R.M; RIBEIRO, A.I; MELO, W. J. Caracterização física e química de áreas mineradas pela extração de cassiterita. **Bragantia**, Campinas, v.64, n.1, p.101-107, 2005.

LOPES, A. S.; SILVA, M. C.; GUILHERME, L. R. G. **Acidez do solo e calagem**. São Paulo, Boletim técnico, 1991.

LOSCHI, R. A.; PEREIRA, J. A. A.; MACHADO, E. L. M.; CARLOS, L.; MARQUES, J. J. G. S. M. Interações espécie-ambiente na colonização de uma voçoroca em Itumirim, Minas Gerais. **Revista Cerne**, Lavras, v. 17, p. 161-180, 2011.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. London: Academic, p. 889, 2002.

MEDINA, B. M. O. **Potencial Regenerativo dos Solos da Serra do Cipó, MG**. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Conservação e Manejo de Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais, p. 61, 2004.

MELLONI, R.; MOREIRA, F. M. S.; NOBREGA, R. S. A.; SIQUEIRA, J. O. Eficiência e diversidade fenotípica de bactérias diazotróficas que nodulam caupi (*Vigna unguiculata* (L.) Walp e feijoeiro (*Phaseolus vulgaris*) em solos de mineração de bauxita em reabilitação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.30, n.2, p.235-246, 2006.

MONTAGNINI, F.; JORDAN, C. Reciclaje de nutrientes. In: Guariguata, M.R.; Kattan, G.H. **Ecología y conservación de bosques neotropicales**. Cartago, p.167-191, 2002.

MORAES, L. F. D.; CAMPELLO, E. F. C.; PEREIRA, M. G.; LOSS, A. Características do solo na restauração de áreas degradadas na reserva biológica de Poço das Antas, RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 18, n. 2, p. 193-206, 2008.

NEGREIROS, D.; FERNANDES, G. W.; BERBARA, R. L. L.; RODARTE, L. H. O.; ULHÔA, N. P. Caracterização físico-química de solos quartzíticos degradados e áreas adjacentes de campo rupestre na Serra do Cipó, MG, Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, Pedro Leopoldo, RS, v. 6, n. 3, p. 156-161, 2011.

NEGREIROS, D.; MORAES, M. L. B.; FERNANDES, G. W. Caracterização da fertilidade dos solos de quatro leguminosas de campos rupestres, Serra do Cipó, MG, Brasil. **Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal**, Valdivia, Chile, v. 8, n. 4, p. 30-39, 2004.

NETO, A. L.; ALBUQUERQUE, J. A.; ALMEIDA, J. A.; MAFRA, A. L.; MEDEIROS, J. C.; ALBERTON, A. Atributos físicos do solo em área de Mineração de carvão influenciados pela correção da acidez, adubação orgânica e revegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, 1379-1388, 2008.

NEVES, S. C.; ALMEIDA-ABREU, P. A.; FRAGA, L. M. S. Fisiografia. In: Alexandre Christóvão Silva; Léa Cristina Vilela Sá Fortes Pedreira; Pedro Angelo Almeida-Abreu. (Org.). **Serra do Espinhaço Meridional - Paisagens e Ambientes**. 1 ed. Diamantina: UFVJM - Faculdade de Ciências Agrárias, v. 1, p. 45-58, 2005.

NOVAIS, R. F. e SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa, UFV, p. 399, 1999.

OLIVEIRA, C. G.; SEVERIANO, C. E.; MELLO, R. C. Dinâmica da Resistência à Penetração de um Latossolo Vermelho da Microregião de Goiânia, GO. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental**, Campina Grande, PB, v.11, n.3, p.265-270, 2007.

RIBEIRO, K.T., FERNANDES, G.W. Patterns of abundance of a narrow endemic species in a tropical and infertile montane habitat. **Plant Ecology**, Australia, v. 147, n. 2, p. 205-218, 2000.

ROUSSEL, C.; NÉEL, C. e BRIL, H. Minerals controlling arsenic and lead solubility in an abandoned gold mine tailings. **Science of the Total Environment**, Boston, v. 263, p. 209-219, 2000.

SILVA, E. B.; COSTA, H. A. O.; FARNEZI, M. M. M. Acidez potencial estimada pelo método do pH SMP em solos da região do Vale do Jequitinhonha no estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.30, n.5, p.751-757, 2006.

SILVA, K. E. **Avaliação química e física para a revegetação de um rejeito de mineração de ferro**. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, p. 80, 1993.

SILVA, S. R.; PROCÓPIO S. O.; QUEIROZ, T. F. N. e DIAS, L. E. Caracterização de Rejeito de Mineração de Ouro para Avaliação de Solubilização de Metais Pesados e Arsênio e Revegetação Local. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 189-196, 2004

SIQUEIRA, J.O.; CARNEIRO, M.A.C.; CURI, N.; ROSADO, S.C.S.; DAVIDE, A.C.. Mycorrhizal colonization and mycotrophic growth of native woody species as related to successional groups in Southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**, Oxford, Blackwell, v.107, p.241-252, 1998.

SKREBSKY, E. C.; NICOLOSO, F. T.; MALDANER, J.; RAUBER, R.; CASTRO, G. Y.; JUCOSKI, G. O.; SANTOS, D. R. Caracterização das exigências nutricionais de plantas de *Puffia glomerata* em Argissolo Vermelho distrófico arênico pela técnica do nutriente faltante. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.38, n.4, p.989-996, 2008.

TRINDADE, A. V., A. C. P. DIAS e I. JUCKSCH. Efeito de resíduos urbanos e de fungos micorrízicos arbusculares no crescimento de capim gordura *Melinis minutiflora* e cedro *Cedrela fissilis* em rejeito de mineração. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 21, n. 4, p. 575-582, 1997.

VASCONCELOS, A. N. Projeto piloto de recuperação de uma cascalheira na estação ecológica do jardim botânico de Brasília. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1997, Ouro Preto. **Anais...**, Viçosa: SOBRADE; UFV/DPS/DEF, p. 105-109, 1997.

WARRICK, A.W.; NIELSEN, D.R. Spatial variability of soil physical properties in the field. In: HILLEL, D. (ed.) **Application of soil physics**. New York: Academic Press, p.319-344, 1980.

**CAPÍTULO III**  
**RELAÇÃO DAS ESPÉCIES COLONIZADORAS COM AS**  
**CARACTERÍSTICAS DO SUBSTRATO EM ÁREAS DEGRADADAS NA**  
**SERRA DO ESPINHAÇO MERIDIONAL**

**RESUMO**

Este trabalho foi realizado em três áreas degradadas em processo de regeneração natural em Diamantina, MG. O objetivo do trabalho foi relacionar a distribuição da abundância das espécies colonizadoras com as variáveis ambientais. As comunidades das áreas degradadas pelo garimpo de diamante (ADGD) e ouro (ADGO), assim como, pelo processo de voçorocamento (ADV) contou com 50 (10 x 10 m), 30 (10 x 10 m) e 36 (5 x 3 m) parcelas, respectivamente, nas quais foram mensurados todos os indivíduos arbustivo-arbóreos vivos encontrados nas parcelas com  $DAS_{30} \geq 3$  cm. Da mesma forma, em cada parcela, foi coletada uma amostra composta do substrato superficial (0-20 cm), sendo analisados os parâmetros físicos, químicos e topográficos. Para analisar as correlações entre os gradientes ambientais e vegetacionais foi empregada a Análise de Correspondência Canônica (CCA). No geral foram amostrados 1.152 indivíduos, pertencentes a 16 famílias e 38 espécies, sendo, 153 indivíduos, 5 famílias e 9 espécies pertencentes a ADGD; 921 indivíduos, 16 famílias e 36 espécies pertencentes a ADGO e 78 indivíduos, 9 famílias e 11 espécies pertencentes a ADV. Verificou-se que houve relação entre os gradientes ambientais e a abundância e composição florística da vegetação colonizadora, ficando a maioria das espécies mais fortemente correlacionada com as variáveis topográficas (desnível), químicas (M.O e m) e físicas (umidade).

**Palavras-chave:** Relação solo-planta; análise multivariada; substrato; heterogeneidade espacial.

**ABSTRACT**

**RELATIONSHIP COLONIZING SPECIES WITH THE SUBSTRATE  
CHARACTERISTICS IN DEGRADED AREAS IN SOUTHERN SIERRA OF  
ESPINHAÇO**

This study was conducted in three areas degraded in the process of natural regeneration in Diamantina, MG. The aim of this work was to relate the abundance distribution of the colonizing species with environmental variables. The communities of areas degraded by mining diamond (ADGD) and gold (ADGO), as well as the process of voçorocamento (ADV) had 50 (10 x 10 m), 30 (10 x 10 m) and 36 (5 x 3m) plots respectively were measured all individuals shrubs and trees living found in plots with  $DAS_{30} \geq 3$  cm. Likewise, in each plot, a composite sample was collected from the substrate surface (0-20 cm) were analyzed the physical and chemical parameters. To analyze the correlations between environmental gradients and vegetation was used Canonical Correspondence Analysis (CCA). Overall 1152 individuals were sampled, belonging to 16 families and 38 species, and, 153 individuals, families 5 and 9 species of ADGD, 921 individuals, 16 families and 36 species belonging to ADGO and 78 individuals, 9 families and 11 species belonging ADV. There was a relationship between environmental gradients and floristic composition and abundance of colonizing vegetation, most species being more strongly correlated with the topographic variables (elevation), chemical (M.O and m) and physical (moisture).

**Key words:** Soil-plant; multivariate analysis; substrate; spatial heterogeneity.

## INTRODUÇÃO

Atividades antrópicas reforçam o paradoxo estabelecido entre desenvolvimento e conservação. Assim a demanda por matéria-prima para sustentar os meios de produção, tem íntima relação com a exploração dos recursos naturais, que realizada de modo inadequado e insustentável, gera a degradação do meio ambiente. Neste contexto, a humanidade, diante dos desafios que se apresentam para a continuidade da vida, vem buscando alternativas para a recuperação das áreas degradadas; alternativas estas, que tenham eficácia no seu propósito com menor custo e o retorno destas áreas às condições próximas das originais.

Para mitigar esses impactos ambientais adversos, técnicas eficazes de recuperação florestal são necessárias e sua implementação bem sucedida requer planejamento cuidadoso e integração das operações de mineração e de recuperação com base nos conhecimentos silviculturais e princípios ecológicos (BRADSHAW, 1987). Além disso, o conhecimento silvicultural deve selecionar espécies e técnicas adequadas para cada local, pensando sempre na restauração a longo prazo.

A falta de conhecimento científico sobre a fertilidade do solo e sua relação com a vegetação natural constitui um obstáculo à conservação e ao manejo das áreas de campo rupestre, bem como às intervenções para restauração de áreas degradadas neste ecossistema (ALMEIDA; SÁNCHEZ, 2005). O conhecimento da fertilidade dos solos de campo rupestre e sua relação com os níveis encontrados nas áreas degradadas a serem restauradas constituem uma importante etapa no processo de seleção de espécies potencialmente aptas a se estabelecerem e promoverem à efetiva recolonização nestas áreas (NEGREIROS et al., 2009).

Neste contexto, a Análise de Correspondência Canônica (CCA) é a análise multivariada mais indicada quando o objetivo é obter uma relação mais estreita das variáveis ambientais com a abundância de espécies (KENT; COKER, 1992; DIGBY; KEMPTON, 1996). Contudo, trabalhos que visam relacionar a comunidade vegetal colonizadora em áreas degradadas pela mineração às suas variáveis ambientais são praticamente inexistentes, justificando a importância destes tipos de trabalhos na geração de informações estratégicas para a implantação de programas de recuperação ambiental, quando se utiliza espécies nativas (VILELA et al., 1993), já que só depois disto torna-se possível o manejo apropriado das comunidades estudadas (VAN DEN BERG, 1995).



A região no qual se insere este trabalho está situada na Serra do Espinhaço Meridional e tem sido objeto de estudos de cunho geológico pelo menos desde o início do século XVIII. O acervo bibliográfico existente sobre a região, decorrente da descoberta dos depósitos diamantíferos no século XVIII, é vasto e distribuído em diversas publicações (LOPES et al., 2011). Neste contexto, a região possui inúmeras áreas que já foram garimpadas e que atualmente encontram-se abandonadas, daí a importância dos dados apresentados, que podem fornecer subsídios para estudos futuros, visando à recuperação de suas áreas degradadas e entorno.

Este trabalho teve como objetivo relacionar a distribuição das abundâncias das espécies colonizadoras com as variáveis ambientais, com ênfase nas variações químicas, físicas e topográficas do substrato em três áreas degradadas pelo garimpo em processo de regeneração natural em Diamantina, MG.

A hipótese testada neste trabalho é se existe relação entre os gradientes ambientais e a estrutura e composição florística da vegetação colonizadora em três áreas degradadas, sendo que duas delas encontram-se inseridas no Parque Estadual do Biribiri e a terceira, na zona de amortecimento do parque.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

O estudo foi realizado no Parque Estadual do Biribiri (PEB), no município de Diamantina, Minas Gerais, na região do Alto Jequitinhonha, na Serra do Espinhaço Meridional, em três áreas sob diferentes tipos pretéritos de degradação assim descritos (Figura 1): Área 1 (ADGD): Garimpo de diamante desativado (0,97 ha), em formação de campo rupestre, com solos pouco desenvolvidos e constantes afloramentos de rocha (arenito e quartzito) situada nas coordenadas 649039.72, 649065.89 E e 7987046.96, 7986917.00 S (UTM), zona 23K. Área 2 (ADGO): Corresponde a um garimpo de ouro desativado (2,57 ha), situada nas coordenadas 649390.39, 649352.30 E e 7987270.13, 7987310.25 S (UTM), zona 23K. Estas duas áreas apresentadas encontram-se dentro dos limites do referido parque; Área 3 (ADV): Área degradada por mineração de diamante/cristais resultando em voçorocamento com 1,72 ha, substratos com baixa compactação situado nas coordenadas 649176.34, 649377.97 E e 7986211.14, 7986098.64 S (UTM), zona 23K. Atualmente está circundado, por uma matriz de baixa biomassa, confrontando-se com pastagem degradada e áreas de empréstimo em seu entorno. Segundo comunicação oral (moradores de Diamantina que eram ligados à

atividade garimpeira nas décadas de 1960 a 1990), estas áreas foram mineradas há aproximadamente 200 anos, não havendo relatos de atividades antrópicas posteriores a este período.

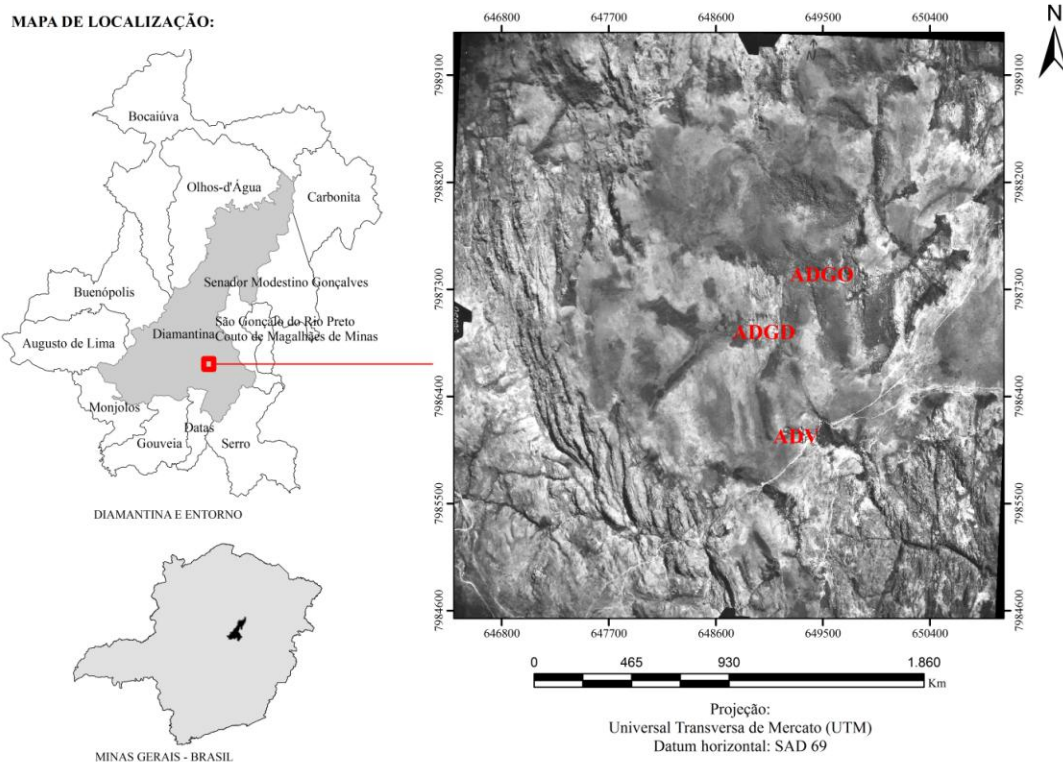


Figura 1: Área de estudo, evidenciando a localização das três áreas degradadas estudadas. Em que: ADGD = área degradada pelo garimpo de diamante; ADGO = área degradada pelo garimpo de ouro; ADV = área degradada pelo processo de voçorocamento.

Figure 1: Study area, showing the location of the three areas studied degraded. Where: ADGD = area degraded by mining diamonds; ADGO = area degraded by mining gold, ADV = area degraded by the process voçorocamento.

O clima na região de estudo é do tipo Cwb, segundo a classificação de Köppen, com altitude em torno de 1.390 m, temperatura média anual na faixa de 18° a 19°C e precipitação média anual variando de 1.250 a 1.550 mm. A umidade relativa do ar é quase sempre elevada, revelando médias anuais de 75,6% (NEVES et al., (2005).

Para o levantamento das comunidades vegetais foram lançadas 50 (10 x 10 m), 30 (10 x 10 m) e 36 (5 x 3m) parcelas respectivamente nas áreas ADGD, ADGO e ADV onde foram mensurados todos os indivíduos arbustivo-arbóreos vivos encontrados nas parcelas com  $DAS_{30} \geq 3$  cm. O sistema de classificação utilizado foi o APG III (2009).

Para analisar as correlações entre os gradientes ambientais e vegetacionais foi empregada a Análise de Correspondência Canônica (CCA) (TER BRAAK, 1987)

utilizando o programa PC-ORD for Windows versão 6.0 (MCCUNE; MEFFORD, 2011). Com o intuito de testar a significância da correlação entre as duas matrizes, identificando a probabilidade de acerto da relação encontrada entre as matrizes originais aplicou-se o teste de Monte Carlo (TER BRAAK, 1988).

A matriz de abundância das espécies foi constituída do número de indivíduos por parcela da *i*-ésima espécie, utilizando apenas as espécies que apresentaram cinco ou mais indivíduos na amostragem. Esse procedimento é considerado conveniente nas técnicas de ordenação, uma vez que indivíduos menos abundantes contribuem muito pouco ou nada para a ordenação e só aumentam o volume de cálculos e erros de interpretação (CAUSTON et al., 1998). De acordo com as recomendações de ter Braak (1995), os valores de abundância (*a*) foram transformados pela expressão  $\ln(x + 1)$  para compensar os desvios causados por alguns poucos valores muito elevados.

Nos diagramas das CCAs, as parcelas e as espécies são representadas por pontos. As variáveis ambientais, por sua vez, são representadas por setas indicando a direção do seu gradiente máximo, sendo o comprimento da seta proporcional à correlação da variável com os eixos (TER BRAAK, 1988). Para melhorar a compreensão, o gráfico de ordenação foi separado em dois diagramas de ordenação, um com a ordenação das parcelas e outro com a das espécies, sendo que, em ambos, as posições das variáveis ambientais foram idênticas.

A matriz de variáveis ambientais incluiu, a princípio, todas as variáveis Químicas: pH em água; teores de P, K, Ca, Mg e Al; complexo sortivo (acidez potencial (H +Al), saturação por bases (V%), soma de bases (SB), CTC a pH 7 (T), CTC efetiva (t) e saturação por alumínio (m%) e matéria orgânica (M.O); Físicas: areia, silte e argila mensurados segundo o método da pipeta (EMBRAPA, 1997), cobertura de cascalho e rocha exposta (método visual), resistência mecânica à penetração na camada de 0-30 cm ( RP\_0-10, RP\_10-20, RP\_20-30 cm), utilizando-se Penetrographer modelo PAT SC-60, umidade, luminosidade; e Topográficas do solo: cota média, obtida da média das quatro cotas dos vértices, e desnível, obtido da diferença entre a cota máxima e mínima. Após realizar uma CCA preliminar, com as 23 variáveis estabelecidas inicialmente, foram eliminadas aquelas variáveis ambientais fracamente correlacionadas (< 0,5 com eixos 1 e 2) ou altamente redundantes entre si. Restando na CCA final as variáveis mais representativas e mais fortemente correlacionadas com os eixos de ordenação: m%, V, M.O, areia, RP\_0-10, RP\_10-20, RP\_20-30, umidade, desnível e cascalho exposto.

Para comparar os diferentes setores das áreas estudadas quanto ao perfil de estratégias ecológicas de suas espécies arbóreas, estas foram classificadas em três sistemas de guildas de acordo com as estratégias de regeneração, estratificação e dispersão.

As espécies foram classificadas nas guildas de regeneração definidas por Swaine; Whitmore (1988). Quanto às guildas de dispersão, as espécies foram classificadas, de acordo com Van der Pijl (1982). Para verificar se a distribuição das frequências de indivíduos arbustivo-arbóreos nas guildas de regeneração, estratificação e dispersão era independente da área, foi aplicado o teste de qui-quadrado ( $X^2$ ) para tabelas de contingência (ZAR, 1996).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

No geral foram amostrados 1.152 indivíduos, pertencentes a 16 famílias e 38 espécies, sendo, 153 indivíduos, cinco famílias e nove espécies pertencentes a ADGD; 921 indivíduos, 16 famílias e 36 espécies pertencentes a ADGO e 78 indivíduos, nove famílias e 11 espécies pertencentes a ADV (Tabela 1), os quais seus valores de abundância ( $\geq 5$ ) foram submetidas a uma análise de correspondência canônica.

TABELA 1- Relação das espécies arbustivo-arbóreas com número de indivíduos  $\geq$  cinco registrados nas áreas de estudo no Parque Estadual do Biribiri, Diamantina, MG, dispostas em ordem alfabética de família, seguidas de seus respectivos número de indivíduos (NI.) e suas guildas.

TABLE 1 - Relation of shrubby tree species with number of individuals  $\geq 5$  recorded in the study areas in the State Park Biribiri, Diamantina, MG, arranged in alphabetical order by family, followed by their respective number of individuals (NI.) and its guilds.

FAMÍLIA/ ESPÉCIES	NI.			G. D	G. R	HÁB.
	ADGD	ADGO	ADV			
<b>ANNONACEAE</b>						
<i>Xylopia sericea</i> A.St.Hil.	-	20	-	Zoo	SI	Arb
<b>ASTERACEAE</b>						
<i>Baccharis brachylaenoides</i> DC.	1	18	-	Ane	P	Arbu
<i>Baccharis dentata</i> (Vell.) G.M.Barroso	-	24	-	Ane	P	Arbu
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	61	1	5	Ane	P	Arb
<i>Eremanthus incanus</i> (Less.) Less.	-	180	-	Ane	P	Arb
<i>Lychnophora pohlii</i> Mart.	-	14	9	Ane	P	Arbu
<i>Pseudobrickellia angustissima</i> R.M.King.	9	12	-	Ane	P	Arbu
<b>BURSERACEAE</b>						
<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	-	6	-	Zoo	ST	Arb
<b>CLUSIACEAE</b>						

FAMÍLIA/ ESPÉCIES	NL.			G. D	G. R	HÁB.
	ADGD	ADGO	ADV			
<i>Kielmeyera lathrophyton</i> Saddi	1	2	2	Ane	C	Arb
LAURACEAE						
<i>Ocotea lancifolia</i> (Schott) Mez	-	6	-	Zoo	C	Arb
FABACEAE						
<i>Senna aristeguietae</i> H.S.Irwin; Barneby	-	16	-	Zoo	P	Arb
<i>Swartzia myrtifolia</i> J.E.Sm.	-	5	-	Zoo	SI	Arb
<i>Tachigali rugosa</i> (Mart. ex Benth.)	-	11	-	Ane	C	Arb
MALPIGHIACEAE						
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth	-	5	-	Zoo	P	Arb
<i>Byrsonima variabilis</i> A. Juss.	-		9	Zoo	ST	Arbu
<i>Coccoloba brasiliensis</i> Nees; Mart.	-	96	-	Zoo	P	Arb
MELASTOMATACEAE						
<i>Lavoisiera montana</i> Cogn.	72	12	-	Ane	P	Arbu
<i>Lavoisiera pectinata</i> Cogn.	-	4	10	Ane	P	Arbu
<i>Miconia pepericarpa</i> DC.	-	10	-	Zoo	P	Arb
<i>Tibouchina candolleana</i> (Mart. ex DC.)	2	56	-	Ane	P	Arb
<i>Tibouchina mutabilis</i> (Vell.) Cong.	-	10	-	Ane	P	Arb
<i>Trembleya laniflora</i> (D. Don) Cogn.	-	124	-	Ane	P	Arb
<i>Trembleya parviflora</i> (D. Don) Cogn.	1	36	28	Ane	P	Arb
MYRSINACEAE						
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) Roem.; Schult.	-	17	-	Zoo	P	Arb
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	2	3	1	Zoo	C	Arb
MYRTACEAE						
<i>Marlierea laevigata</i> (DC.) Kiaersk.	-	11	1	Zoo	ST	Arb
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	-	7	-	Zoo	C	Arb
<i>Myrcia mutabilis</i> (O. Berg) N.Silveira	-	11	-	Zoo	C	Arb
<i>Sp1</i>	-	13	-	-	-	-
NYCTAGINACEAE						
<i>Guapira graciliflora</i> (Schmidt) Lunde II	-	5	-	Zoo	SI	Arb
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	-	56	2	Zoo	SI	Arb
PROTEACEAE						
<i>Roupala montana</i> Aubl.	-	72	6	Zoo	C	Arb
RUBIACEAE						
<i>Cordia sessilis</i> (Vell.) Kuntze	-	24	-	Zoo	P	Arb
<i>Ladenbergia cuyabensis</i> Klotzsch	-	7	-	Zoo	SI	Arbu
<i>Palicourea rigida</i> Kunth	4	-	5	Zoo	P	Arbu
SAPINDACEAE						
<i>Averrhoidium gardnerianum</i> Baill.	-	5	-	Zoo	P	Arb
SIMAROUBACEAE						
<i>Simarouba versicolor</i> A.St.-Hil.	-	17	-	Zoo	C	Arb
THEACEAE						
<i>Laplacea tomentosa</i> (Mart.; Zucc.) G.Don	-	5	-	Zoo	ST	Arb

Em que: G.R = guilda de regeneração (P = pioneira; SI = secundária inicial; ST = secundária tardia; C = clímax); G. D = guildas de dispersão (Ane = anecórica; Zoo = zoocórica; Auto = autocórica); HÁB =

hábito (Arb = árvore; Arbu = arbustivo); ADGD = área degradada pelo garimpo de diamante; ADGO = área degradada pelo garimpo de ouro; ADV = área degradada pelo processo de voçorocamento.

Where: GR = Guild of regeneration (P = pioneer, early secondary = SI, ST = late secondary, C = climax); G.D = dispersal guilds (Ane = anecórica; Zoo = zoochoric; autochory = Auto), HÁB = habit (Arb = tree; Arbu = shrub); ADGD = area degraded by mining diamonds; ADGO = area degraded by mining gold, ADV = area degraded by the process voçorocamento.

A maior concentração de indivíduos e espécies nos estádios iniciais de sucessão, indica que a comunidade estudada se encontra em uma etapa seral pioneira. Esse fato é também comprovado pela presença das famílias Asteraceae e Melastomataceae, ocupando as primeiras posições no ranking das famílias mais importantes na área (ARAUJO et al., 2006).

A distribuição da abundância de indivíduos arbustivo-arbóreos nas guildas de regeneração sugere que o passado de distúrbios e o substrato pode ter interferido na abundância e proporção de espécies pioneiras, secundária inicial, secundária tardia e clímax (NUNES et al., 2003). Indivíduos das espécies pioneiras foram mais frequentes que o esperado nas ADGD e ADGO, e menos frequentes que o esperado na ADV. O oposto ocorreu com os indivíduos clímax, sendo menos frequentes que o esperado na ADGD e ADV e mais frequentes que o esperado na ADGO. Já as espécies pertencentes aos grupos funcionais das secundárias iniciais a tardias apresentaram praticamente o mesmo comportamento onde o número de indivíduos esperado foi maior que o observado com exceção da ADGO. Estes resultados sugerem que a ADGO esteja em estágio mais avançado de sucessão, por possuir maior número de espécies características de florestas maduras. Por outro lado, as proporções significativamente maiores de indivíduos de espécies exigentes de luz nas outras duas áreas reforçam a hipótese de fases mais iniciais de regeneração. Na ADGD tal evento parece ter sido favorecido pela maior intensidade luminosa juntamente com a grande porcentagem de rocha e cascalho exposto que contribuiu para o número reduzido de espécies e indivíduos na área. Já a grande presença de espécies pioneiras na ADV pode ter sido influenciada pela baixa fertilidade natural do substrato além de algumas parcelas estarem sofrendo diretamente com a colonização de samambaias o que interfere de forma negativa os processos sucessionais.

Autores como (TABARELLI et al. 1993b; FERRETTI et al. 1995; ALMEIDA; SOUZA 1997; DIAS et al. 1998; PAULA et al. 2003), não concordam em classificar as espécies por grupos ecológicos, uma vez que esta classificação foi concebida para o estudo de espécies de ecossistemas florestais (Swaine; Whitmore, 1988), onde o fator luz é considerado limitante. Embora essa seja a base da classificação, os limites que

definem os grupos são muito tênues, fazendo com que algumas espécies possam ser incluídas em mais de um grupo. Mesmo em relação ao número de grupos, não há uma só definição, podendo ser três ou quatro, dependendo do critério utilizado (PAULA et al., 2003).

A regeneração de uma floresta caminha, geralmente, em direção à maior complexidade de formas, sendo influenciada diretamente pelo tempo decorrente desde a perturbação e pelo tipo de distúrbio (RONDON-NETO et al., 2000). Desta forma, espera-se que a estratificação da floresta se torne mais complexa com a contribuição crescente de espécies de maior porte para o perfil da floresta. De fato, houve diferenças significativas entre as três áreas estudadas com relação ao hábito das espécies colonizadoras. Na ADGD e ADV, a frequência de indivíduos de porte arbóreo foi menor que o esperado. O contrário foi constatado na ADGO onde a frequência observada foi maior que a esperada, correspondendo a um estágio seral mais avançado, onde as características do substrato começam a possibilitar o desenvolvimento de plantas de porte arbóreo.

Também foram encontradas diferenças significativas entre as áreas nas proporções de indivíduos para diferentes guildas de dispersão, embora isto tenha se verificado apenas para as categorias anemocóricas e zoocóricas. As espécies autocóricas não diferiram entre elas em suas proporções. As espécies anemocóricas foram mais frequentes que o esperado na ADGD, confirmando mais uma vez a importância desta síndrome de dispersão na colonização de áreas abertas em processo de colonização inicial (WILLIAMS-LINERA, 1990). Estes resultados são apresentados no trabalho de Marangon et al. (2010), estudando a dispersão de sementes em um remanescente de Mata Atlântica em PE, onde as pioneiras representaram 75% do total das espécies. Já na ADGO a anemocoria foi menos frequente que o esperado enquanto que a zoocoria assume valores mais expressivos o que pode estar associado ao aparecimento de um número maior de plantas em estágio mais avançado de sucessão. Os resultados da tabela de contingência são apresentados na tabela 2:

TABELA 2: Tabela de contingência com as frequências observadas e esperadas (entre parênteses) de indivíduos arbustivo-arbóreos por guilda de regeneração, dispersão e hábito para as três áreas degradadas. Os resultados dos testes de qui-quadrado são fornecidos para cada tabela como um todo e para suas linhas e colunas em separado.

TABLE 2: Contingency table with the frequencies observed and expected (in parenthesis) of individuals shrubby tree per guild regeneration, dispersion and habit to three degraded areas. The results of the Chi-square test are provided for each table as a whole and for its rows and columns separately.

<b>Guilda de regeneração</b>		ADGD	ADGO	ADV	Qui-quadrado	
					$X^2$	$P$
Pioneiras		187 (143,9)	737 (770,8)	84 (93,3)	14,88	<0,001
Secundária Inicial		0 (22,4)	142 (120,1)	15 (14,5)	25,25	<0,134
Secundária Tardia		6 (8,6)	35 (45,9)	19 (5,6)	33,04	<0,001
Clímax		6 (24,1)	152 (129,2)	11 (15,6)	17,81	<0,001
Qui-quadrado	$X^2$	710,86	6876,21	1147,73		
	$P$	<0,001	<0,007	<0,001		
<b>Guilda de dispersão</b>						
Anemocórica		180 (116,3)	564 (623,2)	71 (75,4)	40,02	<0,001
Autocórica		0 (0,7)	4 (3,8)	1 (0,5)	0,09	<0,7
Zoocórica		19 (81,9)	498 (438,9)	57 (53,1)	55,61	<0,001
Qui-quadrado	$X^2$	718,21	6896,27	1145,48		
	$P$	<0,001	<0,001	<0,5		
<b>Hábito</b>						
Arbóreo		90 (143,6)	833 (769,3)	83 (93,1)	25,82	<0,001
Arbustivo		109 (199,6)	233 (296,7)	46 (35,9)	56,69	<0,001
Qui-quadrado	$X^2$	717,06	6949,16	1289,19		
	$P$	<0,001	<0,001	<0,047		

Em que: ADGD = área degradada pelo garimpo de diamante; ADGO = área degradada pelo garimpo de ouro; ADV = área degradada pelo processo de voçorocamento.

Where: ADGD = area degraded by mining diamonds; ADGO = area degraded by mining gold, ADV = area degraded by the process voçorocamento.

Os autovalores da CCA para os dois primeiros eixos de ordenação foram de 0,731 (eixo 1) e 0,493 (eixo 2). O primeiro autovalor pode ser considerado alto (> 0,5 *sensu* TER BRAAK, 1995), indicando a existência de um gradiente longo, ou seja, com muitas substituições de espécies entre os dois extremos. O segundo autovalor, mais baixo, indica gradiente curto no qual a maioria das espécies distribui-se entre os dois extremos, com algumas delas variando apenas a abundância relativa (TER BRAAK, 1988, 1995). Os dois primeiros eixos explicaram apenas 4,5% (eixo 1) e 3,0% (eixo 2) da variância global dos dados (total acumulado: 7,5%), indicando muito 'ruído' ou variância remanescente não explicada. Apesar disso, a significância das relações espécie-ambiente não foi prejudicada, pois a CCA produziu altas correlações espécie-ambiente nos dois primeiros eixos: 0,942 (eixo 1) e 0,860 (eixo 2). O teste de permutação de Monte Carlo indicou que as abundâncias das espécies e as variáveis ambientais foram significativamente correlacionadas nos dois primeiros eixos de ordenação ( $P=0,001$ ). Ou seja, as variáveis ambientais mensuradas foram aparentemente suficientes para explicar a maior parte da variação da abundância das espécies relacionada ao ambiente, embora reste uma quantidade de variação não explicada bastante expressiva. Neste contexto, o histórico de perturbação diferenciado



ocorrido nas três áreas de estudo é uma possível variável não considerada e de difícil controle. Assim se perturbações naturais promovidas pelo processo de silvigênese podem criar um mosaico de eco-unidades de variada composição e estrutura (OLDEMAN, 1983), aquelas promovidas pelo homem constituem um fator adicional a ser considerado na área de estudos (TONIATO; OLIVEIRA FILHO, 2004). Desta forma, é necessário ter em mente que correlações detectadas entre a distribuição de espécies e variáveis do substrato, ainda que verdadeiras, sempre refletem um pequeno fragmento da realidade.

As variáveis ambientais mais fortemente correlacionadas com o primeiro eixo foram, em ordem decrescente, m, V, M.O, cascalho exposto, areia, umidade e desnível; Para o segundo eixo, destacaram-se RP\_20-30, RP\_10-20 e RP\_0-10. Para a ADGD, as variáveis mais representativas e mais fortemente correlacionadas com os eixos de ordenação foram: areia, V e cascalho exposto. Na ADGO, foram: umidade, m, desnível e M.O. Já a ADV foi fortemente correlacionada com substratos menos compactados.

A variável drenagem demonstrou forte influência na distribuição da abundância das espécies estando positivamente correlacionada com o teor de M.O, m e desnível. Os resultados da CCA são mostrados nos diagramas da Figura 2.

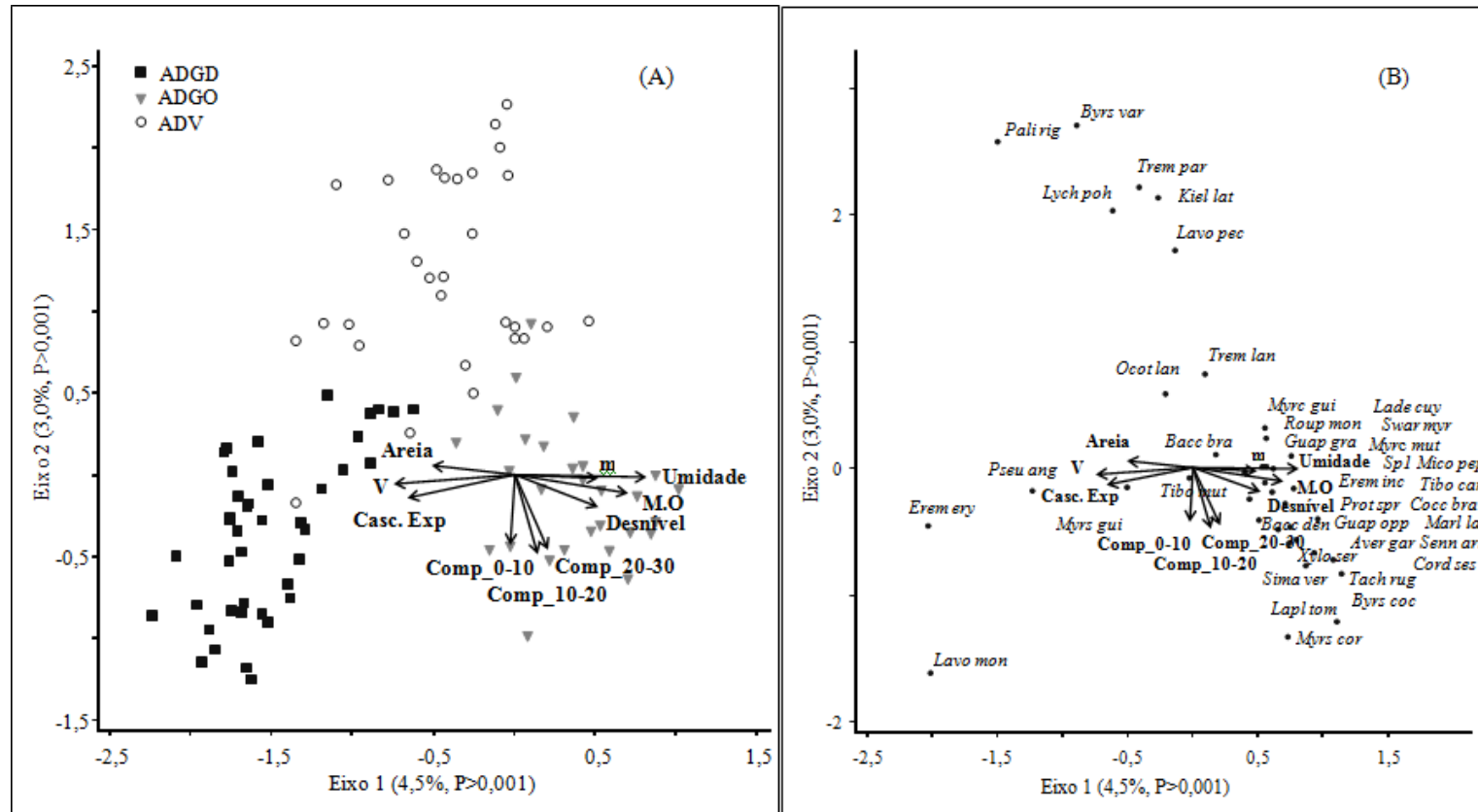


FIGURA 2 – Diagrama de ordenação das parcelas (A) e espécies (B) produzidos pela análise de correspondência canônica (CCA) da distribuição do número de indivíduos de 38 espécies arbustiva-arbórea em três áreas sob diferentes tipos pretéritos de degradação em Diamantina, MG. Em que: ADGD = área degradada pelo garimpo de diamante; ADGO = área degradada pelo garimpo de ouro; ADV = área degradada pelo processo de voçorocamento.

FIGURE 2 - Diagram of ordering of the plot (A) and species (B) produced by canonical correspondence analysis (CCA) of the distribution of the number of individuals of 38 shrub tree species in three areas under different type preterit of degradation in Diamantina, MG.

Where: ADGD = area degraded by mining diamonds; ADGO = area degraded by mining gold, ADV = area degraded by the process voçorocamento.

A restauração inicia-se com a criação de condições que impulsionem a sucessão ecológica (ANAND; DESROCHERS, 2004), e a escolha correta das espécies que iniciarão esse processo é essencial para o sucesso em áreas degradadas. As correlações entre parcelas e ambiente retratam a formação de três grupos distintos (Figura 1A): o primeiro, formado na sua maioria de parcelas da ADGD sendo fortemente influenciado com areia, V e cascalho exposto, composto das seguintes espécies correlacionadas: *Pseudobrickellia angustissima*, *Eremanthus erythropappus*, *Myrsine guianensis* e *Lavoisiera montana*. No caso da espécie *Myrsine guianensis*, a tendência de preferir solos mais arenosos já havia sido registrada por Loschi et al. (2011) estudando ambiente de voçoroca em Itumirim. Da mesma forma o comportamento de *Eremanthus erythropappus* já havia sido retratado por Lorenzi (2009), apresentando seletividade a ambientes secos sendo característica de campos rupestres.

O segundo grupo foi formado pelas parcelas da ADGO sendo fortemente influenciado pela umidade, m, M.O e desnível, tendo como plantas correlacionadas *Myrcia guianensis*, *Ladenbergia cuyabensis*, *Roupala montana*, *Swartzia myrtifolia*, *Guapira graciliflora*, *Myrcia mutabilis*, *Protium spruceanum*, *Miconia pepericarpa*, *Eremanthus incanus*, *Tibouchina candolleana*, *Sp 1*, *Coccoloba brasiliensis*, *Guapira opposita*, *Baccharis dentata*, *Averrhoidium gardnerianum*, *Marlierea laevigata*, *Senna aristeguietae*, *Xylopiya sericea*, *Cordia sessilis*, *Simarouba versicolor*, *Tachigali rugosa*, *Byrsonima coccolobifolia*, *Laplacea tomentosa* e *Myrcia coreacea*. A espécie *Tibouchina candolleana* apresentou comportamento bastante semelhante ao encontrado por Loschi et al. (2011) comprovando os resultados do presente trabalho, mostrando-se preferenciais em ambientes com maior umidade (LORENZI, 2002). *Protium spruceanum* apresentou preferência por ambientes mais úmidos e com maior fertilidade como já havia sido descrito por Lorenzi (2002). Ademais *Guapira graciliflora* apresentou comportamento distinto do apresentado por Lorenzi (2002), mostrando-se preferencial de habitat mais úmido e menos arenoso. Da mesma forma, os habitat preferenciais de *Xylopiya sericea* e *Simarouba versicolor* diferiram dos encontrado por Lorenzi (2000) em que ambas as espécies eram preferenciais de solos bem drenados.

O terceiro grupo ADV, sofre influência da baixa resistência mecânica a penetração nas profundidades de RP\_0-10, RP\_10-20 e RP\_20-30, tendo como plantas correlacionadas *Palicourea rigida*, *Byrsonima variabilis*, *Lychnophora pohlii*, *Trembleya parviflora*, *Kielmeyera lathrophyton*, *Lavoisiera pectinata*, *Trembleya laniflora*, *Ocotea lancifolia* e *Baccharis brachylaenoides*. No caso da espécie

*Lychnophora pohlii*, a tendência de preferir substratos com baixa compactação já havia sido registrada por Loschi et al. (2011). Contudo *Trembleya parviflora* apresentou maior preferência por substratos menos compactados, porém indiferentes com relação à umidade, contrariando os resultados encontrados por Munhoz et al. (2011) estudando áreas de Vereda em MG.

Devido a grande heterogeneidade ambiental das áreas estudadas as espécies que apresentaram maior plasticidade foram *Eremanthus erythropappus* que esteve presente em 39 parcelas, *Eremanthus incanus* (23), *Roupala montana* (22), *Trembleya parviflora* (20), *Lavoisiera montana* (18), *Tibouchina candolleana* (17) e *Coccoloba brasiliensis* (16). Estes valores de frequência relativamente baixos podem ser explicados pela grande heterogeneidade ambiental entre as áreas de estudo o que pode vir a afetar a distribuição e abundância das espécies.

Cada espécie tem um intervalo de tolerância em relação às variáveis ambientais, e quase sempre os limites dessa tolerância não são bruscos em um gradiente ambiental, existindo um ponto ótimo a partir do qual a abundância da espécie vai diminuindo em direção aos extremos desse gradiente, que pode ser um recurso (luz, nutrientes) ou condições de habitat (pH, altitude e topografia). Provavelmente, as espécies que distanciaram dos centros dos diagramas de ordenação tenham menor tolerância em relação a algumas variáveis ambientais utilizadas e, por isso, apresentaram um padrão de distribuição mais evidente. No entanto, para caracterizar as espécies em relação ao seu habitat preferencial, é necessário que as tendências apresentadas pelas espécies em um estudo sejam observadas em outros locais (ROCHA, 2005; RODRIGUES et al., 2007).

A clara separação das parcelas de acordo com as três áreas e as variáveis ambientais a eles associados, tais como parâmetros físicos, topográficos e status nutricional, indicam que tais fatores afetam a distribuição das espécies nas áreas, não tanto em termos de substituição de espécies, mas principalmente em termos de variações nas suas abundâncias relativas (FAGUNDES et al., 2007). Losch et al. (2011), trabalhando em áreas degradadas pelo processo de voçorocamento em Itumirim, encontraram para o braço “A” da voçoroca resultados claramente concordantes com os do presente trabalho, onde entre a distribuição variam em função do gradiente topográfico, vinculando-se a diferenças de drenagem, fertilidade e declividade. Também Oliveira Filho et al. (1998) mostraram que a distribuição de espécies em uma floresta decidual da bacia do Rio Paranaíba, Minas Gerais, estava fortemente associada à

drenagem da água do solo e esta associada a declividade. A topografia da área e sua associação à drenagem e, secundariamente, às variações de fertilidade estão entre os principais fatores ligados à variação da distribuição de espécies em florestas decíduais (OLIVEIRA FILHO et al., 1990).

Observa-se também que apenas uma pequena parte da distribuição das espécies mostrou-se sem correlação com as principais variáveis ambientais utilizadas na CCA, ficando claro que a maioria das espécies possuem habitat preferenciais para seu estabelecimento e colonização. Resultados não concordantes com o do presente estudo foi relatado por Loschi et al. (2011) em que de maneira geral, a grande maioria das espécies não apresentou importantes correlações com as principais variáveis.

Nas ADGD e ADV as modificações causadas nas características físicas, químicas e ou microbiológicas favoreceu a colonização de espécies resistentes a baixa umidade, altos teores de areia além de alta cobertura por cascalho exposto a exemplo de *Eremanthus erythropappus*, *Lavoisiero pectinata* e *Trembleya parviflora*, que são frequentemente encontrados em áreas em processo inicial de sucessão. Uma vez estabelecidas, parecem melhorar e estabilizar o micro-ambiente local e a medida que os solos se desenvolvem aumenta a densidade de plantas (STODDART; SMITH 1955). No entanto, com a melhoria parcial das características do substrato as espécies *Eremanthus incanus* e *Trembleya laniflora* presentes na ADGO passam a colonizar o espaço. Com o declínio da disponibilidade de luz espécies exigentes de maior fertilidade e umidade constituintes de etapas serais mais avançadas, como *Protium sprucianum*, *Simarouba versicolor*, *Ocotea lancifolia*, *Tachigali rugosa* e *Roupala montana* passam a fazer parte da composição da floresta aproximando do modelo de facilitação (CONNEL; SLATYER, 1977).

De forma geral podemos inferir que a ADGO encontra-se em estágio sucessional mais avançado seguido da ADV e ADGD respectivamente. E isso pode ser resultado de diferentes fases sucessionais aliada a intensidade de perturbação, uma vez que ambas as áreas encontram-se próximas uma das outras e sob as mesmas condições climáticas.

## CONCLUSÕES

Houve relação entre os gradientes ambientais e a abundância e composição florística da vegetação colonizadora.

Em geral, a distribuição da maioria das espécies foi mais fortemente correlacionada com as variáveis topográficas (desnível), químicas (M.O e m) e físicas (umidade).

Há a necessidade de se realizar mais estudos com esse foco em áreas degradadas com o propósito de se confirmar as tendências quanto a habitas preferenciais das espécies aqui listadas.

## AGRADECIMENTOS

A Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, em especial ao Departamento de Engenharia Florestal.

A Fundação de apoio à pesquisa de Minas Gerais, pelo apoio financeiro.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, R. O. P. O.; SÁNCHEZ, L. E. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação do desempenho. **Revista Árvore**, Viçosa. v.29, n.1, p.47-54, 2005.

ANAND, M.; DESROCHERS, R. E. Quantification of restoration success using complex systems concepts and models. **Restoration Ecology**, Cambridge University Press, Cambridge [S.l.], v. 12, n. 1, p. 117-123, 2004.

APG III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v.161, p. 105–121, 2009.

ARAÚJO, F. S.; MARTINS, S. V.; NETO, J. A. A. M.; LANI, J. L.; PIRES, I. E. Estrutura da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, Brás Pires- MG. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.30, n.1, p.107-116, 2006.

BRADSHAW, A. D. The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. W. R. JORDAN, M. E. GILPIN, and J. D. ABER, editors. **Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research**. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, p. 53-74, 1987.

CAUSTON, D. R. **An introduction to vegetation analysis, principles and interpretation**. London: Unwin Hyman, p. 342, 1988.

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

DYGBY, P. G. N.; KEMPTON, R. A. **Multivariate analysis of ecology communities**. London: Chapman e Hall, Population in Community Biology Series, p.206, 1996.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Ciências do Solo. **Manual de métodos e análises de solo**. Rio de Janeiro, p. 212, 1997.

FAGUNDES, L. M.; CARVALHO, D. A.; van den BERG.; MARQUES, J. J. G. S. M.; MACHADO, E. L. M. Florística e estrutura do estrato arbóreo de dois fragmentos de florestas decíduas às margens do rio Grande, em Alpinópolis e Passos, MG, Brasil. **Acta botânica brasílica**, São Paulo, v. 21, n. 21, p. 65-78, 2007.

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

LOPES, F. A.; MILAGRES, A. R.; PIUZANA, D.; MORAIS, M. S. Viajantes e Naturalistas do Século XIX: A Reconstrução do Antigo Distrito Diamantino na Literatura de Viagem. **Caderno de Geografia**, PUC Minas, v.21, nº 36, p. 66-84, 2011.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. (3. ed.) Nova Odessa: Plantarum, v. 1, p. 368, 2000.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. (2. ed.). Nova Odessa: Instituto Plantarum, v. 2, p. 384, 2002.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. (1. ed.). Nova Odessa: Instituto Plantarum, v. 1, p. 381, 2009.

LOSCHI, R. A.; PEREIRA, J. A. A.; MACHADO, E. L. M.; CARLOS, L.; SÁ, G. J. J. Interação espécies-ambiente na colonização de uma voçoroca em Itumirim, MG. **Revista Cerne**, Lavras, v. 17, n. 2, p. 161-180, 2011.

MARANGON, G. P.; CRUZ, A. F.; BARBOSA, W. B.; LOUREIRO, G. H.; HOLANDA, A. C. Dispersão de sementes de uma comunidade arbórea em um remanescente de Mata Atlântica, município de Bonito, PE. **Revista Verde**, Mossoró, RN, Brasil, v.5, n.5, p. 80 – 87, 2010.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, version 6**. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A. 2011.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M.J. **PC-ORD for Windows: Multivariate Analysis of ecological data - version 3.12**. Oregon: MJM Software Design, Gleneden Beach, 1997.

MUNHOZ, C. B. R.; EUGÊNIO, C. U. O.; OLIVEIRA, R. C. **Vereda: Guia de campo**, Brasília: Rede de sementes do Cerrado, p. 224, 2011.

NEGREIROS, D.; FERNANDES, G.W.; SILVEIRA, F.A.O.; CHALUB, C. Seedling growth and biomass allocation of endemic and threatened shrubs of rupestrian fields. **Acta Oecologica**, Espanha, v. 35, p. 301-310, 2009.

NEVES, S. C.; ALMEIDA-ABREU, P. A.; FRAGA, L. M. S. Fisiografia. In: Alexandre Christófaros Silva; Léa Cristina Vilela Sá Fortes Pedreira; Pedro Ângelo Almeida-Abreu.

(Org.). **Serra do Espinhaço Meridional** - Paisagens e Ambientes. 1 ed. Diamantina: UFVJM - Faculdade de Ciências Agrárias, v.1 , p. 45-58, 2005.

NUNES, Y. R. F.; MENDONÇA, A. V. R.; BOTEZELLI, L.; MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de Floresta Semidecidual em Lavras, MG. **Acta botânica brasílica**, São Paulo, v. 17, n. 2, p. 213-229, 2003.

OLDEMAN, R.A.A. Tropical rain forest: architecture, sylvigeneis and diversity. In: S.L. Sutton; T.C. Whitmore e A.C. Chadwick (eds.). **Tropical rain forest: ecology and management**. Oxford, Blackwell, p. 139-150, 1983.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; CURI, N.; VILELA, E. A.; CARVALHO, D. A. Effects of canopy gaps, topography, and soils on the distribution of woody species in a central Brazilian deciduous dry forest. **Biotropica**, Washington, v. 30, p. 362-372, 1998.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; RATTER, J. A.; SHEPHERD, G. J. Floristic composition and community structure of a central Brazilian gallery forest. **Flora**, Parizzi, MG, v. 184, p. 103-117, 1990.

ALMEIDA, D. S.; SOUZA, A. L. Florística e estrutura de um fragmento de Floresta Atlântica, no município de Juiz de Fora, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 21, n. 2, p. 221- 230, 1997.

FERRETTI, A. R.; ALMEIDA, D. S.; SOUZA, A. L. Classificação das espécies arbóreas em grupos ecofisiológicos para revegetação com nativas no estado de São Paulo. **Florestar Estatístico**, São Paulo, v. 3, n. 7, p. 73- 77, 1995.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Colonização de clareiras naturais na floresta atlântica no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 20, n. 1, p. 57-66, 1997.

DIAS, M.C.; VIEIRA, A.O.S.; NAKAJIMA, J.N.; PIMENTA, J.A.; LOBO, P.C. Composição florística do componente arbóreo das florestas ciliares do rio Iapó, na bacia do rio Tibagi, Tibagi, PR. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 21, p.183-195, 1998.

PAULA, A.; SILVA, A.F.; SOUZA, A.L. Alterações florísticas ocorridas num período de quatorze anos na vegetação arbórea de uma floresta estacional semidecidual em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 6, p. 743-749, 2003.

ROCHA, C. T. V. Comunidade arbórea de um continuum entre floresta paludosa e de encosta em Coqueiral, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.28, n.2, p.203-218, 2005.

RODRIGUÊS, L. A.; CARVALHO, D. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CURI, N. Efeitos de solos e topografia sobre a distribuição de espécies arbóreas em um fragmento de floresta Estacional Semidecidual, em Luminárias, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v.31, n.1, p.25-35, 2007.

RONDON-NETO, R. M.; BOTELHO, S. A.; FONTES, M. A. L.; DAVIDE, A. C.; FARIA, J. M. R. Estrutura e composição florística da comunidade arbustivo arbórea de



uma clareira de formação antrópica, em uma floresta estacional semidecídua montana. **Revista Cerne**, Lavras, v. 6, n. 2, p. 79-94, 2000.

STODDART, L.A.; SMITH, A.D. **Range management**. 2.ed. New York : Mc Graw-Hill, p. 258-276, 1955.

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

TER BRAAK, C. J. F. Ordination. In: JONGMAN, R. H. G.; TER BRAAK, C. J. F.; van TONGEREN, O. F. R. **Data analysis in community and landscape ecology**. Cambridge: Cambridge University, p. 91-173, 1995.

TER BRAAK, C. J. F. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. **Vegetatio**, Chubut, Argentina, v. 69, p. 69-77, 1987.

Ter Braak, C.J.F. **Partial canonical correspondence analysis**. In: Classification Methods and Related Methods of Data Analysis (Ed. by H.H. Bock), North-Holland, Amsterdam, p. 551-558, 1988.

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

VAN DEN BERG, E. **Estudo florístico e fitossociológico de uma floresta ripária em Itutinga, MG, e análise das correlações entre variáveis ambientais e a distribuição das espécies de porte arbóreo-arbustivo**. Lavras: UFPA, Dissertação - Mestrado em Engenharia Florestal, p. 73, 1995.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 3rd ed. Springer-Verlag, Berlin, 1982.

VILELA, E. A.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; GAVILANES, M. L.; CARVALHO, D. A. Espécies de matas ciliares com potencial para estudos de revegetação no Alto Rio Grande, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 17, p. 117-128, 1993.

WILLIAMS-LINERA, G. Origin and early development of forest edge vegetation in Panama. **Biotropica**, Washington, v. 22, n. 3, p. 235-241, 1990.

ZAR, J. H. 1996. **Biostatistical analysis**. 3rd ed. Prentice Hall, New Jersey.

**CAPÍTULO IV**  
**DINÂMICA DA VEGETAÇÃO COLONIZADORA EM TRÊS ÁREAS**  
**DEGRADADAS PELO GARIMPO EM DIAMANTINA, MG**

**RESUMO**

A avaliação do processo de sucessão vegetal em locais degradados constitui uma importante ferramenta para se definirem estratégias de recuperação. Assim, considerando-se o quadro atual de degradação nos ecossistemas florestais, o presente trabalho objetivou estudar a dinâmica da composição florística da vegetação colonizadora, em três áreas degradadas em processo de regeneração natural, em Diamantina, MG. No primeiro inventário, foram amostrados todos os indivíduos arbóreo-arbustivo com  $DAS_{30} \geq 3$  cm. No segundo inventário, foram registrados os indivíduos mortos, remensurados os sobreviventes e mensurados e identificados os indivíduos recrutados ( $DAS_{30} \geq 3$  cm). Foram calculadas as taxas de dinâmica: mortalidade, recrutamento, ganho e perda em área basal e número de indivíduos para cada área. Os valores de  $H'$  obtidos para as áreas foram comparados aos pares pelo teste de  $t$  de Hutcheson. O padrão observado nas três áreas foi semelhante e as alterações mais expressivas durante os dois inventários, foi o aumento significativo da densidade e o ligeiro aumento da área basal total. Todos os indicadores estruturais analisados mostraram que as áreas estão em processo de construção inicial, porém a área degradada pelo garimpo de ouro encontra-se em estágio sucessional mais avançado quando comparado com área degradada pelo processo de voçorocamento e a área degradada pelo garimpo de diamante.

**Palavras-chave:** Sucessão ecológica; heterogeneidade temporal; composição florística; impactos antrópicos.

**ABSTRACT**  
**COLONIZING VEGETATION DYNAMICS IN THREE AREAS DEGRADED**  
**BY MINING IN DIAMANTINA, MG**

The evaluation of the process of succession vegetable in degraded sites is an important tool to define recuperation strategies. Thus, considering the current state of degradation in forest ecosystems, this work aimed study the dynamics of the floristic composition of colonizing vegetation in three areas degraded in the process of natural regeneration, in Diamantina, MG. In the first inventory sampled all shrub tree individuals with  $DAS_{30} \geq 3$  cm. In the second inventory, dead individuals were recorded, remeasured the survivors and measured and identified the recruited individuals ( $DAS_{30} \geq 3$  cm). We calculated rates of mortality, recruitment, gain and loss in basal area and number of individuals for each area. Values  $H'$  obtained for areas were compared in pairs by t test Hutcheson. The observed pattern was similar in all three areas and the most significant changes during the two surveys was the significant increase in density and slight increase in total basal area. All structural indicators analyzed showed that the areas are in the process of initial construction, but the area degraded by mining gold is found in more advanced successional stage compared with the degraded area by process voçorocamento and the area degraded by mining diamonds.

**Key words:** Ecological succession, temporal heterogeneity; floristic composition; human impacts.

## INTRODUÇÃO

Nos locais minerados, a vegetação original é inevitavelmente destruída, os solos são perdidos ou enterrados com os resíduos, alterando suas condições estruturais e hídricas (SHUKLA et al., 2004). Nessas condições, a restrição de ordem física mais comum é a redução da macroporosidade e da infiltração de água, que ocasiona aumento do escoamento superficial e do transporte de solo pela erosão, comprometendo o processo de recuperação das áreas degradadas (GUEBERT; GARDNER, 2001). Da mesma forma, a baixa disponibilidade de nutrientes no solo conduz à persistência de espécies de pouca demanda nutricional, restringindo o estabelecimento e crescimento de indivíduos arbustivos e arbóreos, normalmente dependentes de maior fertilidade (VIEIRA; PESSOA, 2001).

Nessa perspectiva o estudo da regeneração natural de espécies arbóreas e arbustivas nativas ocorrentes em áreas degradadas, incluindo a estimativa de parâmetros populacionais e outros aspectos ecológicos, é um passo importante para a obtenção do conhecimento do comportamento das diferentes espécies que possam compor determinada vegetação (CALEGARIO et al., 1993) além de ser um método de recuperação que exige menos recursos se comparado à operação de plantio (SEITZ et al., 1994; FERREIRA et al., 2007). Porém, deve-se ressaltar que tal processo transcorrerá mais lentamente quando comparado ao método de regeneração artificial (BOTELHO; DAVIDE, 2002).

Para entender o processo de sucessão ecológica de comunidades vegetais e a influência das modificações do ambiente sobre a vegetação, há necessidade de estudos em longo prazo. Neste contexto, o estudo de dinâmica, abrange as avaliações de crescimento e as mudanças ocorridas na composição e estrutura da comunidade (FINEGAN, 1992; VANCLAY, 1994). Nesse processo, a sucessiva instalação de grupos de espécies na vegetação secundária, progressivamente mais tolerantes à sombra e sensíveis a características do solo como umidade e fertilidade, oferece-nos valiosas informações sobre as exigências básicas das espécies que constituem uma comunidade (KLEIN, 1980). De acordo com Swaine et al. (1987), o padrão de mortalidade no tempo e no espaço está estreitamente relacionado com a longevidade das árvores, com a distribuição dos indivíduos em classes de tamanho, com a densidade relativa e com a intensidade de distúrbios.

Com isso, no sentido de entender as alterações de ordem florísticas que podem ocorrer ao longo do tempo, este trabalho objetivou estudar a dinâmica da composição

florística da vegetação colonizadora, em três áreas degradadas em processo de regeneração natural, em Diamantina, MG.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

O estudo foi realizado no Parque Estadual do Biribiri (PEB), no município de Diamantina, Minas Gerais (Figura 1). O substrato rochoso encontra-se na Formação Sopa Brumadinho, uma das unidades basais do Supergrupo Espinhaço. Essa formação tem larga distribuição na Folha Diamantina e representa a unidade mais importante de todo Supergrupo Espinhaço por permitir correlações estratigráficas em nível regional e deter um potencial econômico reconhecidamente importante para toda a Serra do Espinhaço Meridional. Abrange exposições de metapelitos, quartzitos variados, metaconglomerados diamantíferos, além de níveis localizados de metavulcanitos básicos (xistos verdes) e filitos hematíticos (FOGAÇA, 1997).

As três áreas estudadas sob diferentes tipos pretéritos de degradação foram assim descritos: Área 1 (ADGD): Área de lavra de garimpo de diamante desativada (0,97 ha), sobre metaconglomerados da Formação Sopa Brumadinho e que encontra-se em processo de sucessão primária sobre formação de campo rupestre, situada nas coordenadas 649039, 649065 E e 7987046, 7986917 S (UTM), zona 23K. Área 2 (ADGO): Corresponde a uma lavra de ouro desativada (2,57 ha), sobre rochas filíticas da mesma formação, situada nas coordenadas 649390, 649352 E e 7987270, 7987310 S (UTM), zona 23K. Área 3 (ADV): Área que no passado já foi minerada que atualmente sofre com os processo de voçorocamento (1,72 ha). As rochas neste ponto encontram-se em estágio avançado de alteração. Situa-se nas coordenadas 649176, 649377 E e 7986211, 7986098 S (UTM), zona 23K. Atualmente encontra-se circundada, por uma matriz de baixa biomassa, confrontando-se com pastagem degradada e área de empréstimo ao seu entorno. Estas áreas encontram-se em processo de regeneração natural há aproximadamente 200 anos e não há relatos de atividades antrópicas posteriores à este período.

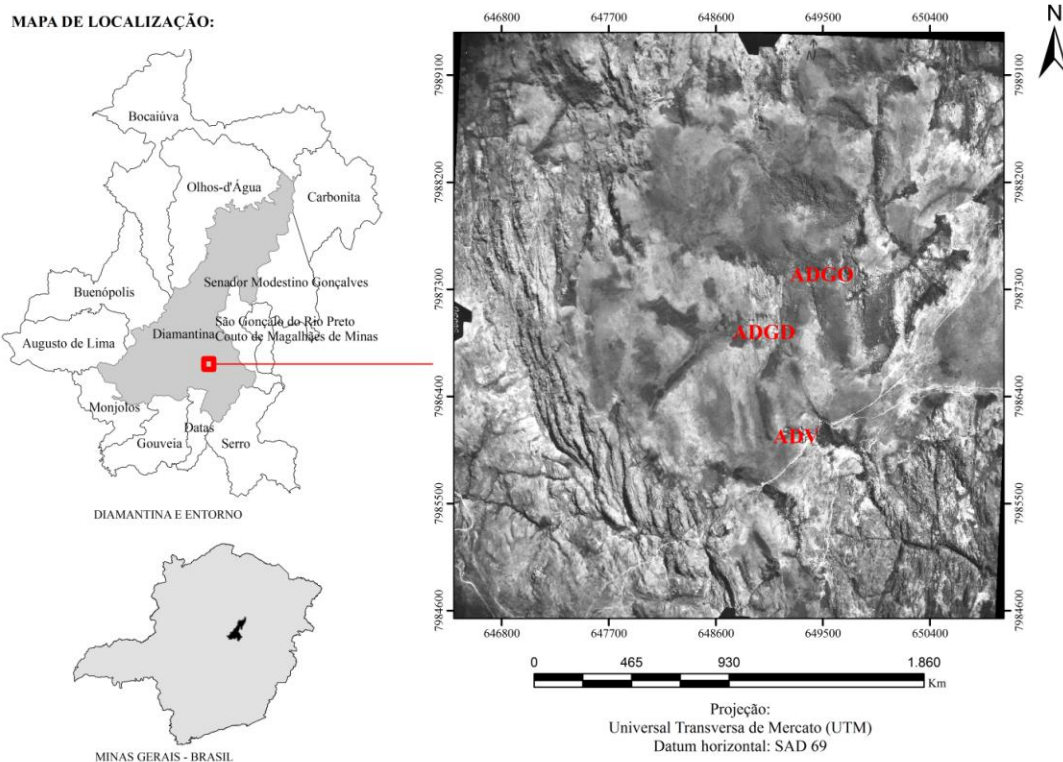


Figura 1: Área de estudo, mostrando a localização das três áreas degradadas. Em que: ADGD = área degradada pelo garimpo de diamante; ADGO = área degradada pelo garimpo de ouro; ADV = área degradada pelo processo de voçorocamento, em Diamantina, MG.

Figure 1: Study area, showing the location of the three degraded areas. Where: ADGD = area degraded by mining diamonds; ADGO = area degraded by mining gold, ADV = area degraded by the process voçorocamento in Diamantina, MG.

O clima da região é do tipo Cwb, segundo a classificação de Köppen, com altitude em torno de 1.390 m, temperatura média anual na faixa de 18° a 19°C e precipitação média anual variando de 1.250 a 1.550 mm. A umidade relativa do ar é quase sempre elevada, revelando médias anuais de 75,6% (NEVES et al., 2005). A classe de solo predominante é o Neossolo Quartzarênico. O relevo é bastante movimentado com constantes afloramentos rochosos em quartzitos e metaconglomerados. A cobertura vegetal típica desse pedoambiente é o cerrado rupestre e o campo rupestre, ecótipos bem adaptados ao déficit hídrico sazonal (IEF, 2004), além de e algumas manchas de Floresta Estacional Semidecidual.

A amostragem na ADGD foi realizada em um transecto de 50 x 100 m. O mesmo foi subdividido em 50 parcelas de 10 x 10 m, realizado em junho de 2008 e o segundo, dezembro de 2010. Na ADGO a amostragem contou com um total de 30 parcelas dispostas em três transectos com dez parcelas contiguas de 10 x 10 m realizado em janeiro de 2008 e o segundo, em janeiro de 2011. Já a ADV contou com um total de

36 parcelas de 5 x 3 m plotadas de forma sistemática a cada 5 m realizado em maio de 2008 e o segundo, em janeiro de 2010. Todos os indivíduos arbustivo-arbóreos vivos encontrados nas parcelas com  $DAS_{30} \geq 3$  cm foram mensurados e o sistema de classificação utilizado foi o APG III (2009).

Como descritores fitossociológicos foram utilizados os valores de densidade absoluta e os relativos de dominância e frequência; o índice de valor de importância (VI) (MATTEUCCI; COLMA 1982). Para a determinação da diversidade de espécies foram calculados os índices de diversidade de Shannon ( $H'$ ) e de equabilidade de Pielou ( $J'$ ) (BROWER; ZAR 1984). Os valores de  $H'$  obtidos para as áreas de interesse foram comparados aos pares pelo teste de  $t$  de Hutcheson (ZAR, 1996).

A dinâmica da vegetação será expressa de duas formas: demografia (contagem) e área basal (soma das áreas seccionais). Com base em Sheil et al. (2000), foram assumidas mudanças em tamanho populacional por intervalo de tempo em proporção constante do tamanho inicial da população e foram, assim, calculadas as taxas anuais médias de mortalidade (M) e recrutamento (R) de árvores individuais e taxas anuais médias de perda (P) e ganho (G) de área basal das árvores por meio das expressões exponenciais:

$$M = 1 - \left( \frac{N_0 - N_m}{N_0} \right)^{\frac{1}{t}} \times 100; \quad R = 1 - \left( \frac{N_0 - N_r}{N_0} \right)^{\frac{1}{t}} \times 100;$$

$$P = 1 - \left( \frac{AB_0 - AB_m - AB_d}{AB_0} \right)^{\frac{1}{t}} \times 100; \quad G = 1 - \left\{ 1 - \left( \frac{AB_r + AB_g}{AB_0} \right)^{\frac{1}{t}} \right\} \times 100.$$

Em que:  $t$  = é o tempo decorrido entre os inventários;  $N_0$  = contagem inicial de árvores individuais;  $N_t$  = contagem final de árvores individuais;  $N_m$  = número de árvores mortas;  $N_r$  = número de árvores recrutadas;  $AB_0$  = área basal inicial das árvores;  $AB_t$  = área basal final das árvores;  $AB_m$  = área basal das árvores mortas;  $AB_r$  = área basal dos recrutados;  $AB_d$  = decremento (por meio de quebra ou perda parcial do tronco) em área basal das árvores sobreviventes;  $AB_g$  = incremento (por meio de quebra ou perda parcial do tronco) em área basal das árvores sobreviventes.

Para expressar a dinâmica global, foram obtidas as taxas de rotatividade (*turnover*) em número de árvores (TN) e área basal (TAB) a partir, respectivamente, das médias das taxas de mortalidade e recrutamento e de perda e ganho (OLIVEIRA-FILHO et al., 1997, MACHADO, 2010). Conforme Korning; Balslev (1994), foram também obtidas as taxas de mudança líquida no período, tanto para número de árvores (ChN) como área basal (ChAB), sendo utilizadas as equações:

$$TN = \left( \frac{M+R}{2} \right), \quad TAB = \left( \frac{P+G}{2} \right); \quad ChN = \left\{ \left( \frac{N_t}{N_0} \right)^{\frac{1}{t}} - 1 \right\} \times 100, \quad ChAB = \left\{ \left( \frac{AB_t}{AB_0} \right)^{\frac{1}{t}} - 1 \right\} \times 100$$

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram amostrados na ADGD, em 2008, 138 indivíduos vivos com  $DAP_{30} \geq 3$  cm (aproximadamente 276 indivíduos por hectare), com a comunidade apresentando uma área basal total de  $0,31 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ . Como o número de indivíduos recrutados em 2010 foi 1,57 vezes superior às que morreram durante os 2,5 anos, a comunidade teve um aumento de 14,89% na densidade, sendo encontrados, em 2010,  $324 \text{ ind} \cdot \text{ha}^{-1}$ . Da mesma forma, a área basal total teve um acréscimo de 10,71% em 2010, apresentando um valor de  $0,31 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ , em 2010.

Para a ADGO foram amostrados em 2008, 726 indivíduos vivos (aproximadamente 2.410 indivíduos por hectare), com a comunidade apresentando uma área basal total de  $15,18 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ . Como o número de indivíduos recrutados foi aproximadamente cinco vezes superior às que morreram durante os três anos, a comunidade teve um aumento 37,76% na densidade, sendo encontrados, em 2011,  $3.320 \text{ ind} \cdot \text{ha}^{-1}$ . Não sendo diferente, a área basal total teve um acréscimo de 13,31% no mesmo período, apresentando um valor de  $17,2 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ , em 2011.

Já na ADV, em 2008, foram registrados 92 indivíduos vivos (aproximadamente 1.703 indivíduos por hectare), com a comunidade apresentando uma área basal total de  $0,13 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ . Como o número de indivíduos recrutados foi aproximadamente duas vezes superior aos que morreram durante os 1,83 anos, a comunidade teve um aumento de 19,57% na densidade, sendo encontrados, em 2010,  $2.037 \text{ ind} \cdot \text{ha}^{-1}$ . Diante disso, a área basal total teve um acréscimo de 23,08% no mesmo período, apresentando um valor de  $0,16 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ , em 2010.

Houve a mesma tendência sucessional nas três áreas e as alterações mais expressivas durante os dois inventários, foram o aumento significativo da densidade e o ligeiro aumento da área basal total, resultados estes que segundo Chadzon et al. (2007), a densidade e a área basal médias das florestas tropicais variam muito com as condições de solos, água e luz bem como entre estádios de regeneração. Geralmente, florestas em estágios sucessionais avançados apresentam maior número de árvores com áreas basais grandes, enquanto aquelas em estádios mais iniciais de regeneração formam grandes



adensamentos de árvores finas (UHL; MURPHY, 1981; PARTHASARATHY, 1999), como encontrado nas áreas estudadas.

A baixa densidade de espécies aliada a vegetação de porte e diâmetro reduzido principalmente na ADGD pode resultar da lenta evolução da sucessão primária em virtude da falta de estruturação do substrato e ausência de componente orgânico. Para a ADGD, apenas uma família aumentou sua representatividade. Asteraceae passando de quatro para cinco espécies, com o ingresso da espécie *Baccharis brachylaenoides*, pioneira.

Dentre as famílias com maior número de espécies na ADGO, seis aumentaram sua representatividade. Asteraceae passou de dez para 11 espécies com a entrada de *Baccharis tridentata* e *Eremanthus erythropappus*, pioneiras e saída de *Austrocritonia velutina*, clímax. Fabaceae passou de seis para sete espécies, com o ingresso de *Dimorphandra mollis*, pioneira. Melastomataceae passou de oito para dez espécies com a entrada de *Lavoisiera pectinata* e *Microlicia isophylla*, ambas pioneiras. Myrsinaceae passou de três para quatro espécies, com a entrada de *Myrcine ferruginea*, secundária inicial. Myrtaceae passou de 16 para 17, com o ingresso de *Myrcia coriacea*, *Myrcia venulosa* e *Sp 1*, ambas pioneiras e saída de *Myrcia retorta* e *Psidium cattleianum*, sendo a primeira clímax e a segunda secundária inicial. Rubiaceae passou de seis para sete espécies com a entrada de *Rudgea virgunoides*, secundária inicial. Diferentemente, as família Sapindaceae e Malpighiaceae mantiveram sua representatividade estagnada em quatro espécies. Já na ADV a família das Asteraceae reduziu sua representatividade passando de quatro para três espécies com a saída da pioneira *Baccharis elliptica*. Contudo a família das Malastomataceae manteve-se com oito espécies, porém ocorreu o ingresso de *Miconia latecrenata*, pioneira e saída da espécie *Miconia sp.1*, pioneira.

Connell; Slatyer (1977) descrevem modelos de sucessão ecológica e enfatizam que apenas algumas espécies estão aptas a colonizarem superfícies recém-expostas, a exemplo das áreas mineradas a céu aberto. Essas espécies, ao se desenvolverem no local, preparam o terreno para facilitar a entrada de espécies de estágios ecológicos mais avançados. Dessa forma, as espécies da família Asteraceae e Melastomataceae que dominam as áreas mineradas do presente estudo estão atuando como espécies facilitadoras e moldando a sucessão primária nesses locais (CONNELL; SLATYER, 1977).

A presença de espécies da família Melastomataceae, Myrcinaceae, Myrtaceae, Rubiaceae e Malpighiaceae na ADGO é considerado um bom indicador da manutenção

da diversidade e de várias interações ecológicas, especialmente as que envolvem animais e plantas (CARIM et al., 2007). De acordo com Reis et al. (2003) quanto maior a capacidade de uma comunidade em atrair, nutrir, abrigar e possibilitar reprodução de animais, mais rápida será a restauração (REIS et al., 2003).

Estas famílias também foram encontradas como as mais representativas, variando a ordem de importância em vários outros trabalhos envolvendo áreas degradadas e áreas campestres. A grande riqueza específica de Asteraceae já havia sido reportada em estudos fitossociológicos no Parque Estadual da Serra do Rola Moça (JACOBI et al., 2008). Nos levantamentos florísticos de Corrêa et al. (2007) ao estudar o estrato lenhoso de áreas mineradas no DF, as famílias Fabaceae, Asteraceae e Melastomataceae aparecem como as mais importantes nas jazidas estudadas, enquanto que nos campos de altitude da Serra do Mar Paranaense estudado por Moco-chinski et al. (2009), as famílias mais importantes foram Asteraceae, seguida de Melastomataceae e Myrtaceae. Caiafa; Silva (2005), na Serra do Brigadeiro, registraram como as famílias mais importantes, Orchidaceae (14 espécies), Asteraceae (12) e Melastomataceae (oito).

No geral das 86 espécies presentes na ADGO no primeiro inventário, houve o desaparecimento de quatro espécies, sendo duas pertencentes ao grupo das clímax, *Austrocritonia velutina*, *Myrcia retorta*, uma secundária inicial, *Psidium cattleianum* e a outra secundária tardia, *Ilex theezans*. Em contra partida outras 13 espécies, inexistentes no primeiro inventário, surgiram no segundo inventário, sendo seis do grupo das pioneiras, *Baccharis tridentata*, *Eremanthus erythropappus*, *Dimorphandra mollis*, *Lavoisiera pectinata*, *Microlicia isophylla*, *Myrcia venulosa*, quatro do grupo das secundárias iniciais *Myrcine ferruginea*, *Myrcia coreacea*, *Ouratea blanchetiana*, *Rudia virgunoides* e outras duas clímax, *Ocotea pulchella* e *Kielmeyera lathrophyton*.

Na ADGD, das 17 espécies registradas no primeiro ano, duas espécies não foram encontradas no segundo inventário, *Microlicia sp.*, pioneira e *Erythroxylum suberosum*, secundária tardia. Contudo surgiram três novas espécies sendo duas do grupo das pioneiras, *Baccharis brachylaenoides*, *Tibouchina granulosa* e *Myrsine guianensis* clímax. Das 32 espécies encontradas na ADV no primeiro ano, houve o desaparecimento de quatro espécies, sendo duas pioneiras, *Baccharis elliptica* e *Miconia sp. 1*, uma secundária inicial, *Eriotheca gracilipes* e secundária tardia, *Marlierea racemosa*. Portanto ingressaram *Miconia latecrenata*, pioneira e duas outras espécies do grupo das secundária inicial *Guapira graciliflora* e *Coccoloba mollis*.

Geralmente, a perda e o ganho de espécies nos estudos sobre a dinâmica das florestas tropicais, estão relacionados com as espécies menos abundantes na comunidade (TAYLOR et al., 1996; NASCIMENTO et al., 1999). De fato, as espécies que desapareceram da amostragem, durante os dois inventários nas três áreas, apresentaram menos que dois indivíduos em toda amostragem, com exceção de duas espécies *Myrcia venulosa* e *Lavoisiera pectinata* com quatro indivíduos. Da mesma forma, as novas espécies acrescentadas tiveram menos de dois ind.ha<sup>-1</sup>. A perda de espécies no presente estudo pode representar uma pseudo-extinção, com as espécies persistindo como indivíduos menores que o critério de inclusão ou presentes no banco de sementes do solo (WERNECK et al., 2000).

As dez espécies de maior densidade somaram na ADGD (94,20%), ADGO (71,49%) e ADV (72,83%) dos indivíduos encontrados, indicando forte dominância ecológica na comunidade arbustiva-arbórea, o que é confirmado pelo valor relativamente baixo de  $J'$ . Este comportamento também foi constatado para a dominância em área basal, pois as mesmas dez espécies detentoras dos maiores valores corresponderam na ADGD (96,76%), ADGO (69,26%), ADV (59,96%) da área basal total (RICHARDS, 1952). Uma outra característica importante foi a presença de um grande número de espécies raras (<1 ind.ha<sup>-1</sup>), o que é, na verdade, outro aspecto da forte dominância ecológica, sendo na ADGD (35,29%), ADGO (45,35%) e por último de 59,38 % (CARVALHO et al., 2005).

A relação ingressos/mortalidade para todas as espécies na ADGD, ADGO e ADV foram respectivamente de 1,57, 4,9 e 1,95, indicando tratar-se realmente de uma fase inicial de sucessão, no qual o ingresso de indivíduos ainda é bastante superior à mortalidade.

A mortalidade na ADGD foi inferior à verificada na ADV, mas superior a da área ADGO. A taxa de mortalidade obtida em relação à densidade de espécies no segundo inventário foi de 11,46% ao ano para ADGD, 3,34% para ADGO e 11,85% para ADV (Tabela 5), valores superiores ao encontrado por outros autores estudando formações florestais primárias diversas, como é o caso de Schorn; Galvão (2009) com 1,35 % em Floresta Ombrófila Densa, Caraiola (2003) com 2,8% em floresta Estacional Semidecidual, Gauto (1997) com 1,91% em Floresta Estacional Semidecidual na Argentina. Pode-se inferir que taxas de mortalidade em áreas conservadas são menores, quando comparadas com áreas em estágio inicial de sucessão, o que já era de se esperar

visto as características ecológicas das espécies em estágio inicial de sucessão assim como as características do substrato.

TABELA 5. Dinâmica da comunidade arbustiva-arbórea ( $DAP_{30} \geq 3$  cm) de três áreas em diferentes tipos pretéritos de degradação na região de Diamantina- MG, contabilizada para cada área e expressa em número de indivíduos e área basal.

TABLE 5. Dynamics of the community shrub and tree ( $DAP_{30} \geq 3$  cm) of three areas in different type preterit of degradation in the region of Diamantina, MG, recorded for each area and expressed in number of individuals and basal area.

DINÂMICA	ADGD	ADGO	ADV
<b>Amostragem</b>			
Número de parcelas	50	30	36
<b>Número de Indivíduos</b>			
Inicial (número de indivíduos)	141	723	92
Final (número de indivíduos)	162	996	110
Mortas (número de indivíduos)	37	70	19
Recrutas (número de indivíduos)	58	343	37
Sobreviventes (número de indivíduos)	104	653	73
Taxa Mortalidade (% ano <sup>-1</sup> )	11,46	3,34	11,85
Taxa Recrutamento (% ano <sup>-1</sup> )	16,25	13,13	20,04
Taxa Rotatividade (% ano <sup>-1</sup> )	13,85	8,23	15,95
Taxa Mudança (% ano <sup>-1</sup> )	5,71	11,27	10,24
<b>Área Basal</b>			
Inicial (m <sup>2</sup> /ha)	0,28	15,18	0,13
Final (m <sup>2</sup> /ha)	0,31	17,20	0,16
Mortas (m <sup>2</sup> /ha)	0,07	0,74	0,02
Recrutas (m <sup>2</sup> /ha)	0,07	5,84	0,04
Crescimento Sobrev. (m <sup>2</sup> /ha)	0,09	9,80	0,05
Mudança líquida (%)	3,27	13,13	21,20
Taxa de perdas ( % ano <sup>-1</sup> )	17,23	22,50	10,50
Taxa de ganho ( % ano <sup>-1</sup> )	19,85	31,50	26,15

Em que: ADGD = área degradada pelo garimpo de diamante; ADGO = área degradada pelo garimpo de ouro; ADV = área degradada pelo processo de voçorocamento.

Where: ADGD = area degraded by mining diamonds; ADGO = area degraded by mining gold, ADV = area degraded by the process voçorocamento.

Nas ADGD, ADGO e ADV, tanto a mortalidade (94,6; 82,9; 82,35%), quanto o ingresso (94,8; 65,6; 59,5%) são explicados em sua maior parte pelas espécies pioneiras. Mesmo na ADGO, onde as espécies não pioneiras apresentam maior expressividade, as taxas de mortalidade e ingresso (17,14; 34,4) são pouco explicado pelas mesmas. Neste contexto, as variáveis ambientais, juntamente com o histórico de perturbação das diferentes áreas provavelmente tenha resultado em tal evento. Por se tratar de áreas com condições físicas, químicas e ou biológicas alteradas a maioria das

espécies é incapaz de persistir sob essas circunstâncias, ganhando destaque as espécies pioneiras altamente especializada às condições adversas, onde à medida que colonizam o sítio propiciam o desenvolvimento do solo facilitando o ingresso de espécies mais exigentes (CONNEL; SLATYER, 1977).

Considerando que a mortalidade é o resultado da combinação de vários fatores, tais como: senescência, patógenos específicos, herbivoria, competição ou mudanças climáticas (CAREY et al., 1994). As pioneiras situam-se entre as espécies que apresentaram as mais elevadas taxas de mortalidade, independentemente da área de estudo, atribuindo-se a isso, além do menor ciclo de desenvolvimento, a competição inter e intraespecífica, uma vez que o fator luz na área de estudo não é um fator limitante.

As espécies pioneiras foram as mais representativas nas três áreas no primeiro inventário, aumentando a densidade deste grupo ainda mais no segundo levantamento, o que pode estar relacionado com a recuperação das áreas após a sua degradação, visto que baixas densidades de espécies pioneiras indicam condições pouco perturbadas das florestas tropicais (Hartshorn, 1980). Padrão semelhante tem sido relatado para outras áreas em processo de recuperação após degradação, onde a concentração de indivíduos e espécies nos estágios iniciais de sucessão foram respectivamente 98,14% e 85,10% (ARAUJO et al., 2006; ).

Nas três áreas (ADGD, ADGO, ADV) amostradas, verificou-se acréscimo significativo no índice de diversidade ( $H'$ ), passando de 2,83; 3,2; 2,82 nats.indivíduo<sup>-1</sup> no primeiro levantamento para 2,89; 3,33; 2,85 nats.indivíduo<sup>-1</sup> no segundo levantamento respectivamente. Estes valores são relativamente altos quando comparado com o resultado encontrado por Araújo et al. (2006) estudando uma área degradada por mineração de Caulim (2,75 nats.indivíduo<sup>-1</sup>). Em áreas de mineração de bauxita recuperadas há 10 anos na Amazônia, o índice de diversidade ( $H'$ ) variou de 0,65 a 0,85 (PARROTA et al., 1997). Porém, a comparação entre índices de diversidade demanda cautela, uma vez que vários fatores relacionados à sucessão da vegetação e ao método de amostragem podem interferir nos valores, a exemplo do tamanho da parcela e do critério de inclusão adotados (SILVA et al., 2000).

A mesma tendência ocorreu com a equabilidade de Pielou ( $J'$ ), com exceção da ADGD em que este valor foi reduzido, caracterizando aumento da dominância ecológica. Assim o  $J$  passou de 0,65; 0,72; 0,81 no primeiro levantamento para 0,56; 0,73; 0,82 no segundo levantamento respectivamente para ADGD, ADGO e ADV.

Os valores dos índices de Shannon,  $H'$ , foram significativamente maior na ADGO seguido da ADGD e ADV (testes de  $t$  de Hutcheson,  $P < 0,05$ ). A mesma tendência não pode ser observada para a  $J'$ , uma vez que a dominância ecológica na ADGD foi maior que na ADV. É possível que este índice aliado à baixa riqueza de espécies e ao histórico de degradação seja os principais responsáveis pelas diferenças encontradas para  $H'$  na ADGD e ADV visto que estão bem próximos uns dos outros. De acordo com Ashton, (1990) a maior dominância ecológica (concentração de abundâncias em poucas espécies) é mais pronunciada nos extremos de alta e baixa disponibilidade de recursos do solo.

As espécies que apresentaram os maiores valores de importância para a ADGD no segundo levantamento foram em ordem de importância, *Eremanthus erythropappus*, *Lavoisiera montana*, *Pseudobrickellia angustissima*, *Microlicia glaziovii*, *Byrsonima intermédia* e *Palicourea rígida*. Para a ADGO foram, *Eremanthus incanus*, *Trembleya laniflora*, *Roupala montana*, *Tibouchina candolleana*, *Coccoloba brasiliensis* e *Trembleya parviflora*. Já para a ADV foram, *Trembleya parviflora*, *Lavoisiera pectinata*, *Byrsonima variabilis*, *Roupala montana*, *Eremanthus erythropappus* e *Lychnophora polhii*. As seis espécies com maior valor de importância no primeiro levantamento se repetiram no segundo levantamento e que se somadas, representam respectivamente para a ADGO (50,68; 48,46%) e ADV (53,88; 54,68%), havendo variações no ranking de algumas espécies. Porém na ADGD (83,98; 88,41%) ocorreu a substituição das espécies *Trembleya parviflora* e *Baccharis elliptica* por *Byrsonima intermedia* e *Palicourea rigida*. As espécies citadas acima apresentam grande potencialidade de uso em recuperação de áreas degradadas e são de extrema importância para o início do processo de sucessão, pois tem a função de proteger o solo e proporcionar condições ideais para que outras espécies de estágios de vida mais avançado possam surgir e se estabelecer nestes locais.

A dispersão de diásporos é um dos processos que podem acelerar a regeneração de áreas degradadas e é fundamental para a restauração da biodiversidade (WUNDERLEE, 1997). Segundo Roth (1987), unidades de dispersão zoocóricas com frutos ou sementes pesadas e numerosas predominariam nos estratos mais baixos da floresta, nos quais a vida animal seria mais intensa. Sendo a dispersão e a polinização processos ecológicos estratégicos nas comunidades florestais (YAMAMOTO et al., 2007).

Na ADGO, as proporções de anemocóricas de 31,25 e 51,81%,, zoocóricas de 61,46 e 47,79% e autocóricas de e de 2,08 e 0,4% de espécies e indivíduos, respectivamente. Na ADV registrou-se a mesma tendência, anemocóricas com 22,22 e 53,64%, zoocóricas com 63,89 e 45,45% e autocóricas com 2,78 e 0,91%..

Já na ADGD, as espécies com síndrome de dispersão por anemocoria foram as mais representativas (52,38; 91,36%) anemocóricas e (33,33; 14,00%) zoocóricas. Nesse sentido, o exposto corrobora com os resultados encontrados por Barbosa et al. (2003) estudando a recuperação florestal em uma cascalheira no estado de São Paulo, onde a comunidade inicial apresenta características que favorecem a visitação e o restabelecimento da fauna no local e, conseqüentemente, a autorrenovação da vegetação.

Na vegetação tropical, a zoocoria é mais frequente que a anemocoria (PIJL, 1982; BOLLEN et al., 2004). Esse padrão de comportamento se confirmou no presente trabalho para a ADGO e ADV com relação ao percentual de espécies, pois quando analisa-se os dados para percentagem de indivíduos a anemocoria se torna mais frequente. Já a ADGD tanto para percentagem de espécies quando de indivíduos, a anemocoria foi a síndrome mais frequente.

A similaridade florística entre as áreas é baixa. Os maiores valores foram observados entre as ADGO e ADV, com sete espécies em comum nos dois levantamentos. A ADGD apresentou composição florística mais distinta. Um fato bastante curioso, visto que as três áreas estão sob mesmo regime climatológico e bem próximas uma das outras. Uma explicação pode estar relacionada a existência de fragmentos florestais próximos. Visto que a proximidade de fontes de diásporas tem sido considerado fator-chave para o processo de colonização vegetal em áreas degradadas (RODRIGUES et al., 2004).

O diagrama de Venn (Figura 3) mostra claramente que uma pequena porcentagem, 2,33% ou duas espécies, tem ocorrência comum nas três áreas. Verificase, ainda, que 82,56% (71) das espécies registradas ocorrem exclusivamente na ADGO. Por outro lado, as menores proporções de espécies compartilhadas com exclusividade foram entre as ADGD e ADGO, com 3,49% (três espécies). Da mesma forma a ADGD e ADV, compartilham um número de três espécies representando 3,49%. A ADGD apresenta alta seletividade, pois poucas espécies estão adaptadas às condições de alta cobertura de rochas e pilhas de cascalho resultante da atividade de extração do minério.

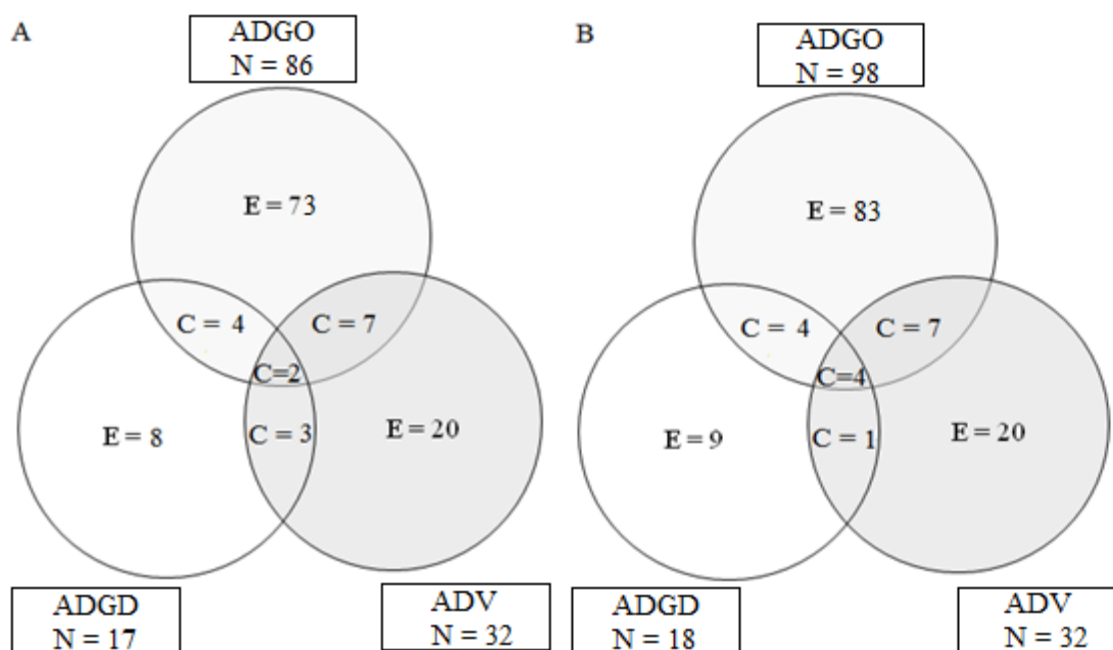


FIGURA 1 - Diagrama de Venn extraído da composição florística de três áreas degradadas em processo de recuperação em Diamantina, MG, mostrando o número de espécies compartilhadas. Em que: A = primeiro inventário; B = segundo inventário; ADGO = área degradada pelo garimpo de ouro; ADGD = área degradada pelo garimpo de diamante; ADV = área degradada pelo processo de voçorocamento; E = espécies exclusivas; C = espécies comuns entre as áreas; N = número total de espécies registradas na área.

FIGURE 1 - Venn diagram extracted of the floristic composition of three degraded areas in recuperation process in Diamantina, MG, showing the number of shared species. Where: A = first inventory, B = second inventory; ADGO = area degraded by mining gold; ADGD = area degraded by mining diamonds; ADV = area degraded by the process voçorocamento; E = unique species; C = common species between areas; N = total number of species recorded in the area.

Todos os indicadores estruturais e florísticos analisados evidenciam que as áreas estão em processo de construção inicial (MACHADO, 2010), porém a ADGO encontra-se em estágio sucessional mais avançado quando comparado com as outras duas áreas. Assim, as três áreas, encontram-se em fase de ocupação e colonização do espaço por espécies arbóreas, as quais, gradativamente, irão substituir as pioneiras arbustivas (RODERJAN; KUNIYOSHI, 1988). Contudo, somente estudos futuros de dinâmica poderão esclarecer se estão havendo mudanças direcionais ou então a manutenção de características que são peculiares a esta comunidade.

Com base no exposto pode-se inferir que não existem metodologias únicas de como recuperar ambientes degradados. Cada área por mais próxima que esteja uma das outras apresentam suas particularidades e que devem ser levadas em consideração na hora de se planejar um projeto de recuperação de áreas degradadas. Sendo estes estudos



bastantes relevantes quando se pensa em seleção de espécies que vão fazer parte dos futuros planos de recuperação de áreas degradadas (PRADs).

## CONCLUSÕES

O atual estágio sucessional da ADGO tem favorecido o estabelecimento de espécies mais tardias (secundária inicial, secundária tardia e clímax), denotando uma evolução sucessional no intervalo entre os dois levantamentos considerados. Por outro lado as ADGD e ADV são compostas quase essencialmente por espécies iniciais (pioneiras) caracterizando fase de construção inicial.

## AGRADECIMENTOS

A Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, em especial ao Departamento de Engenharia Florestal.

A Fundação de apoio à pesquisa de Minas Gerais, pelo apoio financeiro.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APG III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v.161, p. 105–121, 2009.

ARAÚJO, F. S.; MARTINS, S. V.; NETO, J. A. A. M.; LANI, J. L.; PIRES, I. E. Estrutura da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, Brás Pires- MG. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.30, n.1, p.107-116, 2006.

ASHTON, P. S. Species richness in tropical forests. In: HOLM-NIELSEN, L. B.; NIELSEN, I. C.; BALSLEV, H. (Eds.). **Tropical forests: botanical dynamics, speciation and diversity**. London: Academic, p. 239-251, 1990.

BARBOSA, D. C. A., BARBOSA, M. C. A.; LIMA, L. C. M. Fenologia de espécies lenhosas da caatinga. In: Leal, I. R., Tabarelli, M.; Silva, J.M.C. (orgs.) **Ecologia e Conservação da Caatinga**. Editora Universitária - UFPE, Recife, p.657-693, 2003.

BOLLEN, A.; ELSACKER, L.V.; GANZHORN, J.U. Tree dispersal strategies in the forest of Saint Luce (SE - Madagascar). **Acta Oecologia**, Espanha, v. 139, p. 604-616, 2004.

BOTELHO, S.A.; DAVIDE, A.C. Métodos silviculturais para a recuperação de nascentes e recomposição de matas ciliares. **Anais... SOBRADE**, v. 5, p. 123-145, 2002.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field and laboratory methods for general ecology**. W.C. Brown Publishers, Boston., p. 84, 1984.

CAIAFA, A. N. **Composição florística e estrutura da vegetação sobre um afloramento rochoso no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, MG**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2002.

Caiafa A.N.; Silva A.F. Composição florística e espectro biológico de um campo de altitude no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia*, v. 56, n. 87, p. 163 – 173, 2005.

CALEGARIO, N.; Souza, A. L.; Marangon, L. C.; Silva, A. F. Parâmetros florísticos e fitossociológicos da regeneração natural de espécies arbóreas nativas no sub-bosque de povoamentos de Eucaliptos. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 17, n. 1, p. 19-29, jan./abr. 1993.

CAREY, N.; JOHNSON, K.; NOKELAINEN, P.; PELTOENE, L.; SAVONTAUS, M.L.; JUVONEN, V.; ANVRET, M.; GRANDELL, U.; CHOTAI, K.; ROBERTSON, E.; MEDDLETON-PRICE, H.; MALCOLM, S.. Tree mortality in mature lowland tropical moist and tropical lower montane moist forests of Venezuela. **Biotropica**, Washington, v. 26, p. 255-265, 1994.

CARIM, S., SCHWARTZ, G., SILVA, M.F.F. Riqueza de espécies, estrutura e composição florística de uma floresta secundária de 40 anos no leste da Amazônia. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 21, n. 2, p. 293-308, 2007.

CARVALHO, D. A.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; VILELA, E. A.; CURI, N.; BERG, E. van den; FONTES, M. A.; BOTEZELLI, L. Distribuição de espécies arbóreo-arbustivas ao longo de um gradiente de solos e topografia em um trecho de floresta ripária do Rio São Francisco em Três Marias, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 329-345, jun. 2005.

CHAZDON, R., LETCHER, S., VAN BREUGEL, M., MARTINEZ-RAMOS, M., BONGERS, F., FINEGAN, B. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Revist Society**, London. v. 362, 273-289, 2007.

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

CORRÊA, R. S.; MÉLO FILHO, B.; BATISTA, G. M. M. Avaliação fitossociológica da sucessão autogênica em áreas mineradas no Distrito Federal. **Cerne**, Lavras, v. 13, n. 4, p. 406- 415, 2007.

FERREIRA, M. J; FERREIRA, W. C; BOTELHO, S. A. Avaliação da regeneração natural do entorno de uma nascente como estratégia para sua recuperação. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. 1, p. 573-575, 2007.

FINEGAN, B. **El potencial de manejo de los Bosques húmedos secundarios neotropicales de las tierras bajas**. Turrialba, (Colección Silvicultura y Manejo de los Bosques Naturales, v. 5, 1992.

FOGAÇA, E. Avaliação do potencial arqueológico do sítio DF-PA-11, Taguatinga, DF. Brasília, IPHAN, 1997.

GAUTO, O. A. **Análise da dinâmica e impactos da exploração sobre o estoque remanescente (por espécies e grupos de espécies similares) de uma Floresta Estacional Semidecidual em Misiones, Argentina.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) Universidade Federal do Paraná, Curitiba, p. 133, 1997.

CORAIOLA, M. **Caracterização estrutural de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada no município de Cássia MG.** Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 168, 1997.

GUEBERT, M. D.; GARDNER, T. W. Macropore flow on a reclaimed surface mine: Infiltration and hillslope hydrology. **Geomorphology**, São Paulo, v. 39, p.151-169, 2001.

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

INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS (IEF). **Plano de Manejo Parque Estadual do Biribiri.** Curitiba, PR. 2004.

JACOBI, C. M.; CARMO, F. F.; VINCENT, R. C. Estudo fitossociológico de uma comunidade vegetal sobre canga como subsídio para a reabilitação de áreas mineradas no Quadrilátero Ferrífero, MG. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.32, n.2, p.345-353, 2008.

KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do vale do itajaí. **Sellowia**, Itajaí, v. 32, p. 1-389, 1980.

KORNING, J.; BALSLEV, H. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of Vegetation Science**, v.4, p.77-86, 1994.

MACHADO, E. L. M.; GONZAGA, A. P. D.; CARVALHO, W. A. C.; SOUZA, J. S.; HIGUCHI, P.; SANTOS, R. M.; SILVA, A. C.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Flutuações temporais nos padrões de distribuição diamétrica da comunidade arbóreo-arbustivo e de 15 populações em um fragmento florestal. **Revista Árvore**, v. 34, p. 723-732, 2010.

MATTEUCCI, S. D.; COLMA, A. **Metodologia para el estudio de La vegetación.** Washington: The General Secretariat the Organization of American States, p.168, 1982.

MOCOCHINSKI, A. Y; SCHEER, M. B. Campos de altitude na Serra do Mar Paranaense: Aspectos Floristicos. **Floresta**, Curitiba, PR, v. 38, n. 4, p. 625-640, 2008.

NASCIMENTO, H. E. M., DIAS, A. S., TABANEZ, A. A.; VIANA, V. M. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, São Paulo, v. 59, p. 329-342, 1999.

NEVES, S. C.; ALMEIDA-ABREU, P. A.; FRAGA, L. M. S. Fisiografia. In: Alexandre Christófaro Silva; Léa Cristina Vilela Sá Fortes Pedreira; Pedro Angelo Almeida-Abreu. (Org.). **Serra do Espinhaço Meridional - Paisagens e Ambientes**. 1 ed. Diamantina: UFVJM - Faculdade de Ciências Agrárias, v. 1, p. 45-58, 2005.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; CURI, N.; VILELA, E. A.; CARVALHO, D. A. Tree species distribution along soil catenas in a riverside semideciduous forest in Southeastern Brazil. **Flora**, Parizzi, MG, v. 192, p. 47-64, 1997.

PARROTTA, 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 Amazonia. **Foresty Ecology and Management**, Oxford, Blackwell, v.99, p21-42, 1997.

PARTHASARATHY, N. Tree diversity and distribution in undisturbed and human-impacted sites of tropical wet evergreen forest in southern Western Ghats, India. **Biodiversity and Conservation**, Allen Moore, University of Georgia, USA, v. 8, n. 4, p. 1365-1381, 1999.

PIJL, L. V. **Principles of Dispersal in Higher Plants**. Berlin, Springer-Verlag.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPINDOLA, M. B.; VIERA, N. K.; SOUZA, L.L. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. In: **Natureza e Conservação**, Curitiba, v. 1, n. 1, p. 28-36, 2003.

RICHARDS, P.W. **The tropical rain forest**. Cambridge University Press, Cambridge, 1952.

RODERJAN, C. V.; KUNIYOSHI, Y. S. **Macrozoneamento florístico da Área de Proteção Ambiental APA de Guaraqueçaba**. Curitiba: FUPEF, p. 53, 1988.

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**, Oxford, Blackwell, v.190, p. 323-333, 2004.

ROTH, I. **Stratification of a tropical forest as seen in dispersal types**. Dordrecht, Dr W. Junk Publishers, 1987.

SCHORN, L. A.; GALVÃO, F. Dinâmica do estrato arbóreo em três estádios sucessionais de uma floresta ombrófila densa em Blumenau, SC. **Cerne**, Lavras, v. 15, n. 2, p. 221-235, 2009.

SEITZ, R. A. A regeneração natural na recuperação de áreas degradadas. **Anais... FUPEF**, v. 2, p.103-110, 1994.

SHEIL, D.; JENNINGS, S.; SAVILL, P. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Bundongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.16, n.6, p.675-800, 2000.

SHUKLA, M. K.; LAL, R.; UNDERWOOD, J.; EBINGER, M. Physical and hydrological characteristics of reclaimed mine soils in Southeastern Ohio. **Soil Science Society of America Journal**, Hawaii, v. 68, p. 1352-1359, 2004.

SILVA, A. F.; FONTES, N. R.; LEITÃO FILHO, H. Composição florística e estrutura horizontal do estrato arbóreo de um trecho da mata da biologia da Universidade Federal de Viçosa, Zona da Mata de Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 24, n. 4, p. 397-405, 2000.

SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F. E. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology**, Winchelsea, v. 3, p. 359-366, 1987.

TAYLOR, D. M., HAMILTON, A. C., WHYATT, J. D., MUCUNGUZI, P.; BUKENYA-ZIRABA, R. B. Stand dynamics in Mpanga Research Forest Reserve, Uganda, 1968-1993. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 12, p. 583-597, 1996.

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

VANCLAY, J. K. **Modelling forest growth and yield**: applications to mixed tropical forests. Wallingford: CAB International, p. 312, 1994.

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

WERNECK, M. S.; FRANCESCHINELLI, E. V.; NETO, E. T. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. **Revista brasileira Botânica**, São Paulo, v. 23, n. 4, p. 401-413, 2000.

WUNDERLEE JR., J. M. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, Oxford, Blackwell, v. 99, p. 223-23, 1997.

YAMAMOTO, L. F.; KINOSHITA, L. S.; MARTINS, F. R. **Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil**. Acta botânica brasílica, São Paulo, v. 21, n. 3, p. 553-573, 2007.

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

## CONCLUSÃO GERAL

O substrato apresenta-se com elevada limitação ao desenvolvimento de plantas colonizadoras, apresentando como restrições os baixos teores de P, K, Ca, Mg, matéria orgânica, acidez elevada e solos com alta porcentagem de areia.

Houve relação entre os gradientes ambientais e a abundância e composição florística da vegetação colonizadora. Em geral, a distribuição da maioria das espécies foi mais fortemente correlacionada com as variáveis topográficas (desnível), químicas (M.O e m) e físicas (umidade).

O atual estágio sucessional da ADGO tem favorecido o estabelecimento de espécies mais tardias (secundária inicial, secundária tardia e clímax), denotando uma evolução sucessional no intervalo entre os dois levantamentos considerados. Por outro lado as ADGD e ADV são compostas quase essencialmente por espécies iniciais (pioneiras) caracterizando fase de construção inicial.

Os dados obtidos na análise da dinâmica da fragmentação da cobertura do solo mostraram que as atividades antrópicas desenvolvidas na região, de modo geral, pouco alteraram a vegetação nativa remanescente em termos quantitativos.

A avaliação do estado de percolação da paisagem mostra que a proporção de habitat natural existente oferece condições físicas para a manutenção de fluxos biológicos favorecendo a proteção da biodiversidade.