ISSN 0103-9954

DINÂMICA DA FLORA ARBUSTIVO-ARBÓREA COLONIZADORA EM UMA ÁREA DEGRADADA PELA EXTRAÇÃO DE OURO EM DIAMANTINA, MG

DYNAMICS OF THE SHRUB AND TREE VEGETATION COLONIZING AN AREA DEGRADED BY GOLD MINED IN DIAMANTINA, MINAS GERAIS STATE

Wander Gladson Amaral[1] Israel Marinho Pereira[2] Cristiany Silva Amaral[3]
Evandro Luiz Mendonça Machado[4] Luiz David Oliveira Rabelo[5]

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi conhecer o processo de dinâmica da vegetação colonizadora em uma área degradada pela extração de ouro. A área em estudo foi estratificada em três ambientes, sendo que em cada ambiente foram alocadas dez parcelas contiguas de 100 m² cada. Para a abordagem da dinâmica foram realizados dois inventários da vegetação arbustivo-arbórea incluindo todos os indivíduos com $DAS_{30} > 3$ cm. O primeiro inventário foi realizado no ano de 2008 e o segundo no ano de 2010. Em 2010, os novos indivíduos que atingiram o critério de inclusão (recrutas) foram marcados e medidos, os mortos foram registrados e os sobreviventes mensurados novamente. Foram calculadas as taxas de dinâmica: mortalidade, recrutamento, ganho e perda em área basal de cada ambiente, ficando evidente a importância da dinâmica como ferramenta para auxiliar no entendimento das relações de sucessão ecológicas das espécies. Os índices de diversidade de Shannon entre os três ambientes foram comparados pelo teste *t* de Hutcheson e foi utilizada a análise de espécies indicadoras na determinação das espécies preferências de cada um dos três ambientes pré-determinados. O número total de indivíduos passou de 707 para 909 em dois anos de intervalo, reforçando ainda mais a importância de regeneração natural nos processos de sucessão ecológica. O ambiente II manteve-se como o mais abundante, apesar de apresentar elevada taxa de mortalidade, o que pode ser explicado pela alta taxa de recrutamento. As espécies *Eremanthus incanus*, *Trembleya laniflora*, *Trembleya parviflora*, *Roupala montana*, *Coccoloba brasiliensis* e *Tibouchina candoleana*, apresentaram maior valor de importância nos dois levantamentos realizados, mostrando, assim, superioridade na colonização da área degradada pela extração de ouro, podendo vir a ser indicadas em programas de recuperação de áreas degradadas que se encontram em condições semelhantes na região de Diamantina.

Palavras-chave: dinâmica; estrutura florestal; áreas degradadas; mineração.

ABSTRACT

The main goal was to understand the dynamic process of vegetation colonizing an area degraded by the extraction of gold. The study area was stratified into three environments and, in each environment, contiguous ten plots of 100m ² each were allocated. For the realization of the dynamics, two surveys of shrub-tree with level of inclusion ($DAS_{30} > 3$ cm) were carried out. The first one was realized in 2008 and second in 2010. In 2010, the new individuals that met the criterion for inclusion (recruits) were marked and measured,

1 Engenheiro Florestal, Mestre em Ciência Florestal, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Rua João Evangelista Rocha, 755, CEP 39100-000, Diamantina (MG), Brasil. wander.amaral@yahoo.com.br

2 Engenheiro Florestal, Dr., Professor do Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Campus JK Rodovia MGT 367, Km 583, n. 5000, Alto Jacuba, CEP 39100-000, Diamantina (MG), Brasil. imarinhopereira@gmail.com

3 Engenheira Florestal, Mestre em Ciência Florestal, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Rua João Evangelista Rocha, 755, CEP 39100-000, Diamantina (MG), Brasil. cristianyamaral@yahoo.com.br

4 Engenheiro Florestal, Dr., Professor do Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Campus JK Rodovia MGT 367, Km 583, n.5000, Alto Jacuba, CEP 39100-000, Diamantina (MG), Brasil. machadoelm@gmail.com

5 Engenheiro Florestal, Mestrando em Ciência Florestal, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Campus JK Rodovia MGT 367, Km 583, n. 5000, Alto Jacuba, CEP 39100-000, Diamantina (MG), Brasil. luizdorabelo@hotmail.com

Recebido para publicação em 17/11/2010 e aceito em 02/08/2012

the dead registered and the survivors were measured again. The rates of mortality, recruitment, gain and loss in basal area of each environment were calculated and it became evident the importance of dynamics as a tool to help understand the relationships of ecological succession of species. The Shannon diversity index among the three environments were compared by t-test of Hutcheson and it was used the analysis of indicator species to determine species preferences of each of the three pre-determined environments.The total number of individuals passed of 707 to 909 in two years of interval, reinforcing the importance of natural regeneration processes of ecological succession. The environment II remained the most abundant one despite it presented a high mortality rate, which can be explained by the high rate of recruitment. The species *Eremanthus incanus, Trembleya laniflora, Trembleya parviflora, Roupala montana, Coccoloba brasiliensis* and *Tibouchina candoleana*, presented higher importance of value in the two surveys, showing superiority in the colonization of the area degraded by the extraction of gold and could be indicated in programs for the recuperation of degraded areas that are in similar conditions in the region of Diamantina municipality.

Keywords: dynamics; forest structure; recuperation of degraded areas; mining.

INTRODUÇÃO

Estima-se que no Brasil haja mais de 200 milhões de hectares de áreas degradadas (ANGELIS-NETO et al., 2004). Estas são resultado da alta demanda por terras agricultáveis, produtos extraídos das florestas, crescimento da população humana e maior habilidade tecnológica para modificar paisagens, criando, assim, novas condições às quais a vegetação tem que se adaptar (LUGO, 1997). Nessa perspectiva, podem-se acrescentar as atividades de mineração como fortes modificadoras da paisagem, degradando extensas áreas, muitas vezes de difícil recuperação, pois, além da vegetação, há degradação de solo e água.

E, considerando o cenário atual de degradação em que a maioria dos biomas brasileiros se encontra, estudos sobre dinâmica de comunidades arbóreas colonizadoras em áreas degradadas por mineração são ferramentas importantes para nortear estratégias de recuperação de áreas mineradas, pois permitem o monitoramento e a previsão dos processos de transformação das populações e das comunidades vegetais isoladas. Do ponto de vista de aplicações práticas, esses estudos são importantes para fornecer informações que sirvam como subsídio para o manejo, visando à conservação desses remanescentes florestais (SHEIL et al., 2000).

Os estudos de dinâmica florestal, geralmente, são realizados por meio de dados provenientes de censos em parcelas permanentes, onde se realizam a contagem, medição, posterior recontagem e remedição de indivíduos sobreviventes (perdas e ganhos), sendo essas informações sumarizadas em taxas de mortalidade, recrutamento e rotatividade da comunidade (SHEIL e MAY, 1996). Assim, determinar aspectos da dinâmica de populações vegetais que ocorrem em ecossistemas em processo de recuperação após distúrbios severos como aqueles registrados no processo de mineração de ouro e diamante deve ser prioritário, pois permitirá avaliar como essas populações se comportam sob condições de estresse intenso. Com esse conhecimento será possível distinguir processos que ocorrem em nível populacional e definir características relevantes da população estudada, quais sejam, capacidade autorregenerativa, abundância, distribuição de tamanho, distribuição espacial, grupos ecológicos e padrão de regeneração natural, entre outros.

As informações obtidas com estudos dessa natureza podem subsidiar ações de conservação em ambientes remanescentes e auxiliar na definição de modelos de recuperação de áreas degradadas. Contudo, existe enorme lacuna de informações científicas consistentes sobre as características das populações vegetais que ocorrem naturalmente em ambiente degradados. Com isso, o presente trabalho teve como objetivo conhecer o processo de dinâmica da vegetação colonizadora em uma área degradada pela extração de ouro e suas relações com o substrato, visando assim, gerar conhecimentos capazes de subsidiar a recuperação de ecossistemas congêneres na região de Diamantina, MG.

MATERIAIS E MÉTODOS

Localização e caracterização da área de estudo

O presente estudo foi realizado no Parque Estadual do Biribiri (PEB), no município de

Diamantina, Minas Gerais, na região do Alto Jequitinhonha, no Complexo da Serra do Espinhaço, situado nas coordenadas geográficas 18°23'08"S e 43°64'78"W, com altitude máxima de 1.390 metros. O regime climático da Serra do Espinhaço Meridional, região de Diamantina, é tipicamente tropical, Cwb na classificação de Köppen, caracterizado por verões brandos e úmidos (outubro a abril) e invernos mais frescos e secos (junho a agosto). A precipitação média anual varia de 1.250 a 1.550 mm e a temperatura média anual situa-se na faixa de 18º a 19ºC, sendo predominantemente amena durante todo o ano, devido às superfícies mais elevadas dessa serra. A umidade relativa do ar é quase sempre elevada, revelando médias anuais de 75,6% (NEVES et al., 2005).

As características peculiares do relevo são determinadas, sobretudo, pela natureza quartzítica das rochas que constituem, predominantemente, essa serra, ou seja, seis rochas compostas quase que exclusivamente do mineral quartzo, que além de quase insolúvel, promove a formação de solos arenosos e rasos (ALMEIDA-ABREU et al., 2005).

O estudo foi realizado em uma lavra desativada de mineração de ouro minerada, segundo dados do Instituto Estadual de Florestas (IEF) de Diamantina (informação pessoal), no período colonial e não há relatos de atividades antrópicas posteriores à mineração.

Para a realização do primeiro inventário em 2008, a área da lavra (2,57 ha) foi estratificada em três estratos. Sendo estes caracterizados em função do estágio de sucessão ecológica e de sua posição no relevo, assim caracterizados: Ambiente I: Local de estocagem de material situado na encosta Leste da lavra, mais sombreado e com maior proporção de plantas colonizadoras evidenciando estágio sucessional mais avançado (0,76ha); Ambiente II: Centro da lavra, área de retirada de material, com presença clara de blocos de filito hematítico (rocha fonte original de ouro), com proporção de plantas colonizadoras intermediárias e pouca presença de samambaias (0,81ha); Ambiente III: Encosta Oeste, local com menor proporção de plantas colonizadoras caracterizando estágio sucessional inicial, alta cobertura da área com samambaias (colonizadoras iniciais), maior exposição a ventos e radiação solar (1,0ha).

Amostragem da vegetação

Para avaliação do processo de dinâmica da comunidade arbórea foi realizado dois inventários. No ano de 2008 foram alocadas 30 parcelas de 10×10 m, distribuídas em três estratos (dez parcelas em cada). Nesta ocasião todos os indivíduos arbóreos vivos encontrados nas parcelas com diâmetro a 0,30 m do solo (DAS_{30}) ≥ 3 cm foram marcados. Para cada indivíduo amostrado, foi mensurada a circunferência a altura do peito (CAP) com fita métrica e a altura com vara graduada. Os indivíduos registrados receberam plaquetas de alumínio numeradas para localização das mesmas nos inventários subsequentes. Um segundo inventário da comunidade arbórea foi realizado em 2010, utilizando-se os mesmos critérios do anterior. Deste modo, os novos indivíduos que atingiram o critério de inclusão (recrutas) foram marcados e medidos, os mortos foram registrados e os sobreviventes mensurados novamente.

O sistema de classificação utilizado foi o APG II (ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP, 2003) e como descritores fitossociológicos foram utilizados os valores de densidade, dominância e frequência, tanto absolutos, como relativos; índice de valor de importância, índice de valor de importância ampliado e o coeficiente de mistura (MATTEUCCI e COLMA, 1982).

Análise dos dados

Diversidade e riqueza de espécies

A diversidade e riqueza das espécies arbóreas na amostra total e nos diferentes ambientes foram avaliadas pelos seguintes parâmetros: riqueza de espécies, densidade de espécies por parcela e índices de diversidade de Shannon (H') e de equabilidade de Pielou (J') (BROWER e ZAR, 1984).

Os índices de diversidade de Shannon entre as três ambientes foram comparados pelo teste *t* de Hutcheson (ZAR, 1996). As comparações foram feitas aos pares, porque o teste *t* de Hutcheson é o único disponível para comparações estatísticas entre valores de H'.

Dinâmica da comunidade

As variáveis de dinâmica foram calculadas para a amostra total (os três ambientes) da comunidade e para cada ambiente separadamente, classes de diâmetro e populações selecionadas. As variáveis expressam a dinâmica de duas formas: em demografia (contagens) de indivíduos arbóreos e em área basal das árvores, assumida como a 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.

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 (WERNECK e FRANCES CHINELLI, 2004).

Conforme Korning e Balslev (1994), foram também obtidas as taxas de mudança líquida no período, tanto para número de árvores (ChN), como área basal (ChAB).

Espécies indicadoras

Foi utilizada a Análise de Espécies Indicadoras (DUFRÊNE e LEGENDRE, 1997) processada pelo programa PC-ORD *for* Windows versão 4.14 (MCCUNE e MEFFORD, 1999) como ferramenta na determinação das preferências das espécies pelos três ambientes pré-determinados. Este método combina a informação sobre a concentração da abundância de uma espécie em um certo grupo de unidades amostrais e sobre a fidelidade da ocorrência desta espécie a este mesmo grupo. Um valor indicador (ValInd) é gerado para cada espécie em cada grupo e a significância da diferença de um valor gerado pelo acaso é determinada pelo teste de permutação de Monte Carlo. Com isso, uma espécie só é considerada indicadora de um habitat quando apresenta o maior ValInd para o mesmo e o resultado do teste de Monte Carlo é significativo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dinâmica da composição florística

No primeiro inventário, em 2008, foram registrados 707 indivíduos com diâmetro ≥ 3,0 cm, pertencentes a 29 famílias, 57 gêneros e 77 espécies. No segundo inventário, em 2010, foram inventariados 909 indivíduos, pertencentes a 30 famílias, 64 gêneros e 86 espécies. Valores próximos foram encontrados por Felfili, (2002), estudando uma área de cerrado *stricto senso* em Brasília (UF), onde foram encontradas 34 famílias botânicas contendo 60 gêneros e 80 espécies. As famílias com maior número de espécies foram: Myrtaceae (14 e 18); Melastomataceae (8 e 10); Asteraceae (7 e 8); Fabaceae (6 e 6); Rubiacae (5 e 5); Aquifoliaceae (4 e 4) e Malpighiaceae (4 e 4), para o primeiro e segundo inventários, respectivamente. Estas famílias, em termos de indivíduos, representaram 69,02 e 67,33% do total de indivíduos amostrados para o primeiro e segundo inventários, respectivamente. Resultados semelhantes foram registrados por Corrêa et al. (2007) estudando o estrato lenhoso em áreas mineradas no Distrito Federal, e por Gonzaga et al. (2008) estudando o componente arbóreo na Serra São José, Tiradentes-MG.

Todas as espécies que ocorreram no primeiro inventário também ocorreram no segundo, com exceção das espécies *Myrcia retorta* e *Vochysia pyramidalis*. O segundo inventário apresentou em relação ao primeiro um acréscimo de: 1 família nova (3,45%), Salicaceae; 11 espécies (14,29%), *Casearia rupestris*, *Eremanthus erytropappus*, *Microlicia isophylla*, *Myrcia rostrata*, *Myrcine ferruginea*, *Nectandra* sp, *Myrcia tomentosa*, *Myrcia retorta*, *Myrcia splendens*, *Trembleya* sp1, *Vochisia maxima* e 202 (28,57%) indivíduos. Sobre as duas espécies que ocorreram no ano de 2008, mas que não ocorreram no ano de 2010, pode-se inferir que são espécies que chegaram e, a partir deste momento, não encontram condições favoráveis para se desenvolver e ocupar novos ambientes. De acordo com Andrade et al. (2002), as espécies que conseguem colonizar e se estabelecer espontaneamente em áreas degradadas com extrema deficiência nutricional, física e biológica, como os encontrados na área do presente estudo, devem ser alvo de estudos para viabilizar o uso nos programas de recuperação de áreas degradadas em sua região de ocorrência.

Os índices de diversidade de Shannon (H') para os três ambientes variaram de 2,742 a 3,921 em 2008 e 2,527 a 3,097 em 2010 para os ambientes III e I, respectivamente (Tabela 1). Para o ano de 2008 verificaram-se diferenças significativas entre os valores de H' das amostras correspondentes aos ambientes I e III (t de Hutcheson = 3,954); II (t de Hutcheson = 2,925). Para 2010 observa-se que houve diferença significativa entre os três ambientes estudados. Já quando comparado os valores de H' entre os levantamentos constata-se que não houve diferença significativa entre os valores de H' obtidos em 2008 e 2010 para o mesmo ambiente.

Para dar maior consistência ao trabalho, os valores de H' foram comparados aos resultados encontrados em áreas degradadas e observou-se

TABELA 1: Significância do teste-*t* de Hutcheson ($p< 0,05$) para o índice de diversidade de Shannon (H') entre os diferentes ambientes e os levantamentos realizados em um lavra de mineração de ouro em Diamantina, MG, mostrando o valor de *t* calculado na metade superior direita e o nível de significância na metade inferior esquerda. Em que: H' = Índice de Shannon; J = Índice de Equabilidade de Pielou; S = Riqueza; NI = Número de indivíduos.

TABLE 1: Significance of Hutcheson's t-test ($p <0.05$) for the Shannon diversity index (H ') between different environments and mining surveys in a gold mining in Diamantina, Minas Gerais state, showing the t value calculated in the upper right and the level of significance in the bottom half left. Where: H '= Shannon index, J = evenness index, S = Wealth; NI = number of individuals.

Ambiente/ano	H'	J'	S	NI	I - 2008	II - 2008	III - 2008	I - 2010	II - 2010	III – 2010
I - 2008	2,921	0,7	52	262	-	1,163	3,954	-1,528	0,664	3,08
II - 2008	2,742	0,7	44	347	ns	-	2,925	3,492	-1,176	1,854
III - 2008	2,352	0,8	21	98	*	*	-	-5,446	-3,839	-1,187
I - 2010	3,097	0,7	62	343	ns	ns	*	-	2,545	4,756
II - 2010	2,85	0,7	48	410	ns	ns	*	*	-	2,891
III - 2010	2,527	0,8	25	148	*	*	ns	*	*	-

que o valor de H' encontrado, foi elevado quando comparado com Araújo et al. (2006) e Jacobi et al. (2008), em trabalhos realizados em áreas mineradas que foi de 2,75/2,45 nats/ind respectivamente. Estes valores podem ser considerados baixos, quando comparados com os valores encontrados por (FELFILI e SILVA JÚNIOR, 2005), estudando áreas naturais de Cerrado sentido restrito, que variou de 3,4 a 3,5 nats/ind., o que sugere que áreas degradadas apresentam menor diversidade e riqueza, quando comparada com áreas conservadas. O índice de equabilidade de Pielou (J) geral, encontrado para os três ambientes no primeiro e segundo inventário foram de 0,72 e 0,73, respectivamente, o que sugere que os indivíduos em geral, estão bem distribuídos entre as espécies e que há também uma grande heterogeneidade de espécies na área de estudo. Resultados semelhantes foram encontrados por Araújo et al. (2006) e Jacobi et al. (2008), que foi de 0,71. Entretanto, apesar de esse valor ser considerado relativamente alto, espécies como *Eremanthus incanus* e *Trembleya laniflora*, respondem por 33,24 e 31,02% dos indivíduos vivos nas áreas para o primeiro e segundo inventário, respectivamente.

Estudos em diferentes estados brasileiros, em Cerrado sentido restrito, indicaram que a equitabilidade em fitofisionomias desse tipo varia de 0,79 a 0,86 (FELFILI et al., 2002; NERI et al., 2007).

Segundo Alvarenga et al. (2006), equabilidade máxima (J'=1) significa uniformidade máxima e equabilidade mínima (J'= 0), quando há uma espécie dominante. Logo, nota-se que a concentração de espécies dominantes e a concentração de espécies não dominantes encontram-se em equilíbrio.

Nota-se que todos os ambiente apresentaram um grande aumento da densidade de indivíduos (NI) da ordem de 30,92, 18,16 e 51,02% para os ambientes I, II e III, respectivamente, e quanto ao número de espécies (NE) da ordem de 19,23, 9,09 e 19,05%, de 2008 para 2010. A proporção NI/NE aumentou em todos os ambientes, refletindo na elevação da riqueza, expressa pelo índice de Shannon (H'), e no aumento da equabilidade, expressa pelo índice de Pielou (J), com exceção do ambiente I, onde o (J) manteve constantes.

Verifica-se na Tabela 2 que, no ano de 2008, as espécies que mais se destacaram pelo índice de valor de importância foram: *Eremanthus incanus* (14,78%), *Trembleya laniflora*, (12,08%), *Trembleya parviflora* (7,42%), *Roupala Montana* (6,71%), *Coccoloba brasiliensis* (6,20%) e *Tibouchina candoleana* (5,25%). Já para o ano de 2010 (Tabela 4), as espécies com maior índice de valor de importância foram: *Eremanthus incanus* (15,77%), *Trembleya laniflora*, (10,26%), *Roupala montana* (6,80%), *Coccoloba brasiliensis* (6,04%), *Tibouchina candoleana* (5,69%) e *Trembleya parviflora* (4,50%). O aumento do IVI (%) da *espécie Eremanthus incanus* pode ser explicado, devido a sua maior dominância na área, passando de 18,91% em 2008, para 21,92% em 2010.

TABELA 2: Dinâmica quantitativa dos parâmetros da vegetação arbustivo-arbórea em uma lavra de extração de ouro desativada no PEB, Diamantina, MG. Em que: NI = número de indivíduos; DR = densidade relativa (%); FR = frequência relativa (%); DoR = dominância relativa (%); IVI = índice de valor de importância (%); VIA = índice de valor de importância ampliado (%).

TABLE 2: Dynamics of quantitative parameters of the shrub and tree vegetation in a deactivated mine of the extraction of gold in the PEB, Diamantina, Minas Gerais state. Where: NI = number of individuals; RD = relative density (%) RF = relative frequency (%) = relative dominance DoR (%), IVI = importance value index (%); VIA = value index magnified importance (%).

Espécie	Inventário 2008					Inventário 2010				
	NI	DR	FR	DoR	IVI	NI	DR	FR	DoR	IVI
Eremanthus incanus (Less.).	125	17,68	7,76	18,91	14,78	160	17,74	7,67	21,92	15,77
Trembleya laniflora (D. Don) Cogn.	110	15,56	5,31	15,38	12,08	122	13,53	4,33	12,93	10,26
Trembleya parviflora (D.Don) Cogn.	55	7,78	3,27	11,22	7,42	44	4,88	2,33	6,29	4,50
Roupala montana Aubl.	47	6,65	4,90	8,59	6,71	63	6,98	5,33	8,08	6,80
Coccoloba brasiliensis Nees E Mart.	61	8,63	5,71	4,25	6,20	80	8,87	5,33	3,91	6,04
Tibouchina candolleana (Mart.).	35	4,95	5,31	5,50	5,25	49	5,43	4,67	6,97	5,69
Myrsine coriacea (Sw.).	27	3,82	2,04	4,78	3,55	31	3,44	1,67	4,41	3,17
Guapira opposita (Vell.) Reitz.	20	2,83	3,27	2,51	2,87	34	3,77	3,33	5,12	4,07
Senna aristeguietae H.S.Irwin & Barneby	15	2,12	2,86	2,71	2,56	17	1,88	2,33	2,75	2,32
Simarouba versicolor A.St.-Hil.	17	2,40	3,27	1,74	2,47	18	2,00	2,67	1,78	2,15
Lychnophora pohlli mart.	17	2,40	1,63	2,27	2,10	14	1,55	1,33	1,67	1,52
Baccharis dentata (Vell.) G.M.Barroso.	11	1,56	2,45	0,75	1,58	18	2,00	2,33	0,85	1,72
Cordiera sessilis (Vell.) Kuntze.	13	1,84	2,04	0,85	1,57	16	1,77	2,33	0,82	1,64
Xylopia sericea A.St.-Hil.	8	1,13	2,86	0,70	1,56	20	2,22	3,00	1,22	2,15
Tibouchina mutabilis (Vell.) Cong.	8	1,13	2,04	1,08	1,42	9	1,00	1,67	1,10	1,25
Tachigali rugosa (Mart. ex Benth.)	9	1,27	1,22	1,77	1,42	11	1,22	1,00	2,77	1,66
Myrcia mutabilis (O.Berg) N.Silveira.	8	1,13	2,04	0,91	1,36	9	1,00	1,67	0,96	1,21
Myrcia guianensis (Aubl.) DC.	5	0,71	1,63	1,54	1,29	6	0,67	1,67	1,27	1,20
Baccharis brachylaenoides DC.	6	0,85	2,45	0,29	1,20	18	2,00	4,00	0,84	2,28
Dodonaea viscosa Jacq.	6	0,85	2,04	0,35	1,08	4	0,44	1,00	0,23	0,56
Pseudobrickellia angustissima R.M.King	6	0,85	1,22	0,89	0,99	10	1,11	1,00	1,13	1,08
Lavoisiera montana DC.	6	0,85	1,63	0,36	0,95	11	1,22	1,67	0,59	1,16
Ocotea lancifolia (Schott) Mez.	5	0,71	1,63	0,31	0,88	5	0,55	1,00	0,31	0,62
Byrsonima coccolobifolia Kunth.	5	0,71	1,22	0,43	0,79	4	0,44	0,67	0,26	0,46
Lavoisiera pectinata Cogn.	5	0,71	1,22	0,40	0,78	4	0,44	1,00	0,36	0,60
Myrcia venulosa DC.	3	0,42	1,22	0,61	0,75	3	0,33	1,00	0,61	0,65
Ilex affinis Gardn.	3	0,42	1,22	0,19	0,61	3	0,33	1,00	0,19	0,51
Myrceugenia ovalifolia (O.Berg).	3	0,42	1,22	0,15	0,60	3	0,33	1,00	0,16	0,50
Myrsine guianensis (Aubl.) Kuntze.	3	0,42	1,22	0,17	0,60	2	0,22	0,67	0,12	0,34
Vochysia tucanorum Mart.	1	0,14	0,41	1,16	0,57	1	0,11	0,33	0,83	0,42
Psidium cattleianum Afzel. ex Sabine.	2	0,28	0,82	0,45	0,52	3	0,33	0,67	0,20	0,40
Marlierea laevigata (DC.) Kiaersk.	3	0,42	0,82	0,29	0,51	10	1,11	2,00	0,51	1,21
Erythroxylum cuneifolium (Mart.).	2	0,28	0,82	0,27	0,46	2	0,22	0,67	0,41	0,43
Myrcia mischophylla Kiaersk.	2	0,28	0,82	0,27	0,46	4	0,44	1,33	0,40	0,72
Swartzia apetala Raddi.	2	0,28	0,82	0,24	0,45	5	0,55	1,33	0,28	0,72
Diplotropis ferruginea Benth.	1	0,14	0,41	0,81	0,45	1	0,11	0,33	0,75	0,40
Stryphnodendron polyphyllum Mart.	2	0,28	0,82	0,18	0,43	2	0,22	0,67	0,17	0,35
Averrhoidium garnerianum Baill.	2	0,28	0,82	0,15	0,42	2	0,22	0,67	0,07	0,32
Ilex conocarpa Reissek	2	0,28	0,82	0,17	0,42	2	0,22	0,67	0,13	0,34

Continua ...

TABELA 2: Continuação ...
TABLE 2: Continued ...

Espécie	Inventário 2008					Inventário 2010				
	NI	DR	FR	DoR	IVI	NI	DR	FR	DoR	IVI
Gomidesia sellowiana O.Berg.	2	0,28	0,82	0,13	0,41	3	0,33	0,33	0,13	0,27
Pera glabrata (Schott) Poepp. ex Baill.	2	0,28	0,82	0,14	0,41	2	0,22	0,67	0,16	0,35
Banisteriopsis muricata (Cav.) Cuatrec.	2	0,28	0,41	0,29	0,33	2	0,22	0,33	0,24	0,26
Ilex theezans Mart. ex Reissek.	2	0,28	0,41	0,24	0,31	2	0,22	0,33	0,21	0,26
Lippia sp2.	1	0,14	0,41	0,37	0,31	1	0,11	0,33	0,00	0,15
Myrcia pulchra (O.Berg) Kiaersk.	1	0,14	0,41	0,35	0,30	1	0,11	0,33	0,29	0,24
Austrocritonia velutina (Gardn.).	2	0,28	0,41	0,18	0,29	1	0,11	0,33	0,05	0,17
Zeyheria montana Mart.	1	0,14	0,41	0,31	0,29	1	0,11	0,33	0,36	0,27
Coutarea hexandra (Jacq.) K.Schum.	2	0,28	0,41	0,14	0,28	2	0,22	0,33	0,15	0,23
Myrsine gardneriana A.DC.	1	0,14	0,41	0,28	0,28	1	0,11	0,33	0,21	0,22
Laplacea tomentosa (Mart. E Zucc.).	2	0,28	0,41	0,11	0,27	5	0,55	0,67	0,20	0,47
Calyptranthes widgreniana O.Berg.	1	0,14	0,41	0,16	0,24	1	0,11	0,33	0,04	0,16
Tapirira obtusa (Benth.) J.D.Mitch.	1	0,14	0,41	0,16	0,24	1	0,11	0,33	0,14	0,20
Ilex brevicuspis Reissek.	1	0,14	0,41	0,18	0,24	1	0,11	0,33	0,14	0,20
Myrcia rostrata DC..	1	0,14	0,41	0,14	0,23	1	0,11	0,33	0,04	0,16
Protium brasiliense (Spreng.) Engl.	1	0,14	0,41	0,10	0,22	2	0,22	0,67	0,10	0,33
Byrsonima crassa Nied.	1	0,14	0,41	0,11	0,22	3	0,33	0,67	0,15	0,38
Copaifera langsdorffii Desf.	1	0,14	0,41	0,08	0,21	1	0,11	0,33	0,07	0,17
Lippia sp1.	1	0,14	0,41	0,08	0,21	4	0,44	1,00	0,20	0,55
Micropholis gardneriana (A.DC.).	1	0,14	0,41	0,08	0,21	1	0,11	0,33	0,08	0,17
Palicourea macrobotrys (Ruiz & Pav.)	1	0,14	0,41	0,08	0,21	1	0,11	0,33	0,06	0,17
Mollinedia argyrogyna Perkins.	1	0,14	0,41	0,09	0,21	1	0,11	0,33	0,04	0,16
Miconia albicans Triana	1	0,14	0,41	0,04	0,20	1	0,11	0,33	0,03	0,16
Vernonanthura phosphorica (Vell.)	1	0,14	0,41	0,04	0,20	1	0,11	0,33	0,07	0,17
Bathysa cuspidata (A.St.-Hil.) Hook.f.	1	0,14	0,41	0,05	0,20	1	0,11	0,33	0,05	0,16
Guapira hirsuta (Choisy) Lundell.	1	0,14	0,41	0,05	0,20	2	0,22	0,67	0,11	0,33
Myrcia amazonica DC.	1	0,14	0,41	0,05	0,20	2	0,22	0,67	0,09	0,32
Sapium glandulosum (L.) Morong.	1	0,14	0,41	0,05	0,20	2	0,22	0,67	0,10	0,33
Siphoneugena densiflora O.Berg.	1	0,14	0,41	0,05	0,20	2	0,22	0,67	0,12	0,34
Styrax camporus Pohl.	1	0,14	0,41	0,05	0,20	1	0,11	0,33	0,21	0,22
Cabralea canjerana (Vell.) Mart.	1	0,14	0,41	0,06	0,20	2	0,22	0,67	0,08	0,32
Coussarea hydrangeifolia (Benth.).	1	0,14	0,41	0,06	0,20	1	0,11	0,33	0,05	0,16
Eugenia glazioviana Kiaersk.	1	0,14	0,41	0,06	0,20	1	0,11	0,33	0,05	0,16
Heteropterys byrsonimifolia A.Juss.	1	0,14	0,41	0,06	0,20	1	0,11	0,33	0,06	0,17
Kielmeyera lathrophyton Saddi.	1	0,14	0,41	0,06	0,20	1	0,11	0,33	0,05	0,17
Miconia pepericarpa DC.	1	0,14	0,41	0,06	0,20	7	0,78	1,33	0,27	0,79
Vochysia pyramidalis	1	0,14	0,41	0,06	0,20	0	0,00	0,00	0,00	0,00
Casearia rupestris Eichler	0	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,11	0,33	0,04	0,16
*Eremanthus erytropappus(*DC)MacLeish.	0	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,11	0,33	0,03	0,16
Microlicia isophylla DC.	0	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,11	0,33	0,05	0,17
*Myrcine ferruginea.*A.AC.	0	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,11	0,33	0,10	0,18
Nectandra sp.	0	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,11	0,33	0,04	0,16
Myrcia tomentosa (Aubl.) DC.	0	0,00	0,00	0,00	0,00	5	0,55	1,33	0,19	0,69
Myrcia retorta Cambess.	0	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,11	0,33	0,03	0,16
Myrcia splendens (Sw.) DC.	0	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,11	0,33	0,04	0,16
Trembleya sp1.	0	0,00	0,00	0,00	0,00	3	0,33	1,00	0,12	0,48
Vochisia maxima.	0	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,11	0,33	0,03	0,16

Verifica-se ainda que a espécie *Trembleya parviflora*, que antes ocupava a terceira posição no *ranking*, passa a ocupar em 2010 o sexto lugar entre as espécies de maior valor de importância na classificação geral. Tal queda pode ser explicada pela redução dos valores de densidade, frequência e dominância na área de estudo (Figura 1).

Vários autores concordam que maiores valores de densidade de algumas espécies indicam uma maior adaptação às condições locais e, consequentemente, uma maior contribuição destas para o processo de sucessão da comunidade (CONNELL e SLATYER, 1977; DAJOZ, 2005). Espécies como *Miconia pepericarpa*, *Tibouchina mutabilis*, *Casearia rupestris* e *Myrcia rostrata* encontradas neste trabalho, já são indicadas como potenciais, devido ao seu desempenho na colonização e estruturação da comunidade vegetal estabelecida sobre a área lavrada de Minas Gerais (NAPPO et al, 2004). Entretanto, essas espécies foram encontradas com baixas densidades neste trabalho e baseado nestes resultados elas não seriam potenciais para a colonização de áreas semelhantes às áreas de estudo.

A seleção de espécies para a recuperação de áreas degradadas pela extração de minérios deve levar em conta, ainda, a tolerância a altas concentrações de metais pesados no substrato. O grau de intemperização da rocha tem influência sobre os teores de metais pesados disponíveis, de forma que os substratos nodulares podem ser mais tóxicos do que afloramentos rochosos (VINCENT e MEGURO, 2008).

Dinâmica da Estrutura Horizontal

No primeiro inventário em 2008 foram amostrados 707 indivíduos nos três ambientes estudados (Tabela 3). Sendo 262 (37,06%) no ambiente I; 347 (49,08%) no ambiente II, e 98 (13,86%) no ambiente III. No inventário de 2010 foram observados no total, 909 indivíduos (Tabela 3), assim distribuídos: 351 (38,55%), no ambiente I, 411 (45,26%), no ambiente II, e 147 (16,19%) no ambiente III. Os resultados mostram um ingresso de 202 indivíduos, representando 28,57% de aumento na densidade absoluta inicial da população arbóreo-arbustiva colonizadora da área em estudo.

Verifica-se na Tabela 3, que o número total de indivíduos mortos foi de 64, representando 9,05% do total de indivíduos registrados. Por outro lado, o número de indivíduos que ingressaram foi

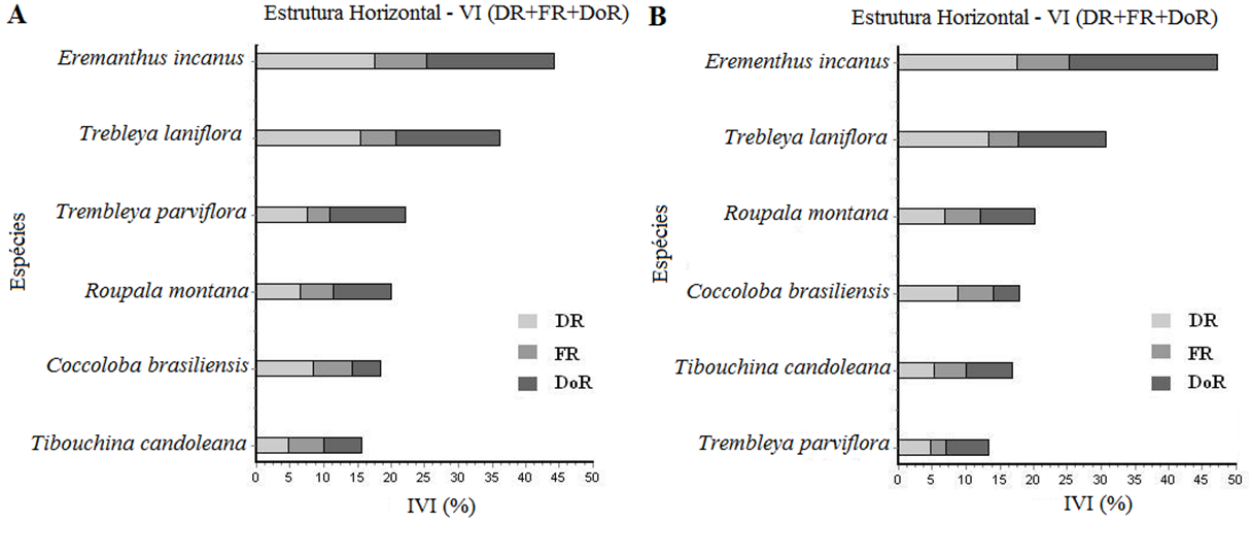


FIGURA 1: Parâmetros fitossociológicos da comunidade colonizadora de uma lavra abandonada pela extração de ouro em processo de recuperação no PEB em Diamantina- MG. Em que: DR = densidade relativa (%), FR = frequência relativa (%), DoR = dominância relativa e IVI = índice de valor de importância ecológica (%). Em que: A, ano de 2008 e B, ano de 2010.

FIGURE 1: Parameters phytosociological community colonizing an abandoned mine for gold extraction in the recovery process in the PEB in Diamantina, Minas Gerais. Where: RD = relative density (%), RF = relative frequency (%), DoR = relative dominance and IVI = index value of importance (%). Where A, year 2008 and B, year of 2010.

TABELA 3: Dinâmica da comunidade arbóreo-arbustiva (DAP ≥3 cm) de três ambientes em uma lavra abandonada na região de Diamantina- MG, contabilizada para cada ambiente e expressa em número de indivíduos e área basal.

TABLE 3: Dynamics of the trees and shrubs (DAP≥ 3 cm) of three environment in an abandoned mine in the region of Diamantina, Minas Gerais state, accounted for each environment and expressed in number of individuals and basal area.

Ambientes	I	II	III	Geral
Amostragem				
Número de parcelas	10	10	10	30
Número de árvores				
Inicial 2008 (número de indivíduos)	262	347	99	707
Final 2010 (número de indivíduos)	351	411	147	909
Mortas (número de indivíduos)	14	45	5	64
Recrutas (número de indivíduos)	95	107	53	255
Sobreviventes (número de indivíduos)	248	302	94	644
Taxa Mortalidade (% ano-^{1})	3,09	7,63	2,92	5,28
Taxa Recrutamento (% ano-^{1})	16,55	15,83	22,55	17,15
Taxa Rotatividade (% ano-^{1})	18,00	10,16	25,34	15,44
Taxa Mudança (% ano-^{1})	9,82	11,73	12,73	11,21
Área Basal				
Inicial 2008 (m²/ha)	0,67	0,96	0,46	2,09
Final 2010 (m²/ha)	1,06	1,36	0,76	3,18
Mortas (m²/ha)	0,02	0,10	0,01	0,12
Recrutas (m²/ha)	0,12	0,20	0,07	0,39
Crescimento Sobrevivência (m²/ha)	0,33	0,32	0,23	0,88
Mudança líquida (%)	29,80	22,52	32,55	27,13
Taxa de perdas (% ano-^{1})	5,10	6,88	0,75	4,93
Taxa de ganho (% ano-^{1})	26,89	24,00	25,12	25,22

de 255, representando 36,07% do total de indivíduos observados em 2008. O padrão não difere do observado em florestas maduras na Amazônia, definido pelo aumento na densidade de árvores e área basal (PHILLIPS e GENTRY, 2004). Observando-se os dados da Tabela 3, constata-se que, no ambiente II, teve-se o maior número de indivíduos, seguido de maior taxa de mortalidade e menor taxa de recrutamento, quando comparado aos demais ambientes, sugerindo assim que a referida área está avançando no processo de sucessão ecológica.

Para o ambiente III, observa-se uma maior taxa de recrutamento, porém, apresenta o menor incremento em área basal, o que indica que estão entrando no sistema, espécies com diâmetro reduzido, o que é característica de estágio inicial de sucessão. O fato de apresentar maior taxa de recrutamento vem contradizer vários estudos, visto que na área ocorre presença intensa de *Pteridium* sp., espécie citada por vários autores, como a principal responsável em frear o avanço da regeneração natural.

Esses resultados indicam que a redução em densidade de indivíduos, resultante do processo de autodesbastes, ocorreu, preferencialmente, nas classes de menor diâmetro na lavra de extração de ouro estudada. Gomes et al. (2003) e Werneck e Franceschinelli (2004) estudando fragmentos florestais secundários com intenso histórico de perturbação na Região Sudeste, encontraram o mesmo padrão de maior mortalidade nas menores classes diamétricas. Portanto, este é mais um indicativo de que o fragmento está em processo de recuperação pós-distúrbio ambiental, uma vez que o esperado em florestas maduras é mortalidade independente da classe diamétrica (SWAINE e WHITMORE, 1987).

O diagrama de Venn (Figura 2) permite uma avaliação da composição da flora arbustivo-arbórea

dos diferentes ambientes da lavra abandonada em processo de recuperação no PEB, Diamantina, MG. O diagrama mostra claramente que uma pequena porcentagem, 4,51% (11 espécies), ocorreu nos três ambientes estudados no primeiro inventário e 4,76% (14 espécies) no segundo inventário. Verifica-se, ainda, que há uma maior semelhança florística entre os ambientes I e II, compartilhando 12 espécies no primeiro e segundo inventário. Por outro lado, as menores proporções de espécies compartilhadas foram registradas entre os ambientes II e III, 20,49% (4 espécies) e 19,41% (5 espécies), para o primeiro e o segundo inventário, respectivamente.

O ambiente I apresentou em ambos os inventários, maior número de espécies, quando comparado com os outros dois ambientes, enquanto no ambiente III, observa-se um número reduzido de espécies, podendo pressupor que o ambiente I, encontra-se em estágio sucessional mais avançado e o ambiente III, em estágio mais inicial de sucessão. Constata-se no diagrama que apenas 11 e 14 espécies foram comuns às três áreas para o primeiro e o segundo inventário, respectivamente, o que pode indicar a especificidade de cada ambiente. Tal fato pode estar relacionado às condições de relevo, substrato e estágio sucessional.

Das 86 espécies analisadas pelo método das espécies indicadoras (Tabela 4), apenas 32 (37%) apresentaram preferência significativa por um dos habitats de solo, sendo 13 (15%) pelo ambiente I, 17 (20%) pelo ambiente II e 2 (2,3%) pelo ambiente III.

O ambiente II foi o que apresentou maiores valores de IV, contudo, não foram encontradas espécies consideradas como perfeitas indicadoras (IV igual a 100%) apesar de *Tibouchina candoleana* (87,8%) apresentar o maior valor de IV para os três ambientes. Fatores que venham a influenciar na similaridade florística entre os ambientes, como distância entre os fragmentos, estado sucessional, grau de isolamento e o bioma predominante ao qual o remanescente está inserido, podem comprometer a classificação das espécies como indicadoras (ALMEIDA; MACHADO, 2007). Com isso, a elevada proximidade entre os ambientes, aliado a uma matriz de entorno em comum formada por campo rupestre e fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, pode ter favorecido o compartilhamento de elementos da flora, o que implicou em baixos valores do IV e também no reduzido número de espécies consideradas como indicadoras destes ambientes.

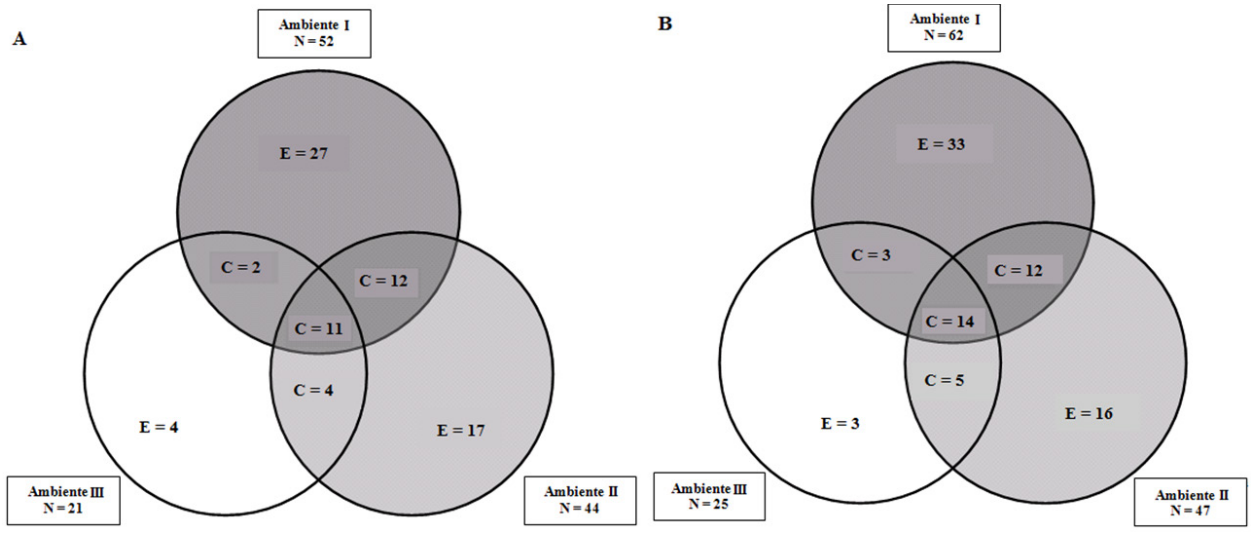


FIGURA 2: Diagrama de Venn extraído da composição florística de três ambientes de uma área degradada em processo de recuperação em Diamantina, MG, mostrando o número de espécies compartilhadas. Em que: E = espécies exclusivas; C = espécies comuns entre as áreas; N = número total de espécies registradas na área.

FIGURE 2: Venn Diagram extracted from the floristic composition of three environment of a degraded area in the recovery process in Diamantina, Minas Gerais state, demonstrating the number of shared species. Where: E = exclusive species, C = common species among areas, N = total number of species recorded in the area.

TABELA 4: Espécies com resultados significativos na análise de espécie indicadoras (ISA) realizada com base nos quatro habitats de solo e valor de cobertura das 86 espécies. VIO = valor indicador observado, VIE = valor indicador esperado (média, desvio padrão e significância) e abundância relativa de indivíduos em cada habitat de solo: I = Ambiente I; II = Ambiente II; III = Ambiente III.

TABLE 4: Species with significant results in the indicator species analysis (ISA) held within basis in four habitats of soil and amount of coverage of 86 species. VIO = indicator value observed, VIE = indicator value expected (mean, standard deviation and significance) and relative abundance of individuals in each habitat of soil: I = Environment I, II = Environment II, III = Environment III.

Habitat do solo	Espécie	VIO	VIE			Abundância (%)		
			Média	SD	P	I	II	III
Ambiente I								
	Senna aristeguietae	56,5	20	8,37	0,002	94	6	0
	Coccoloba brasiliensis	59	32,3	8,8	0,01	74	19	8
	Pseudobrickellia angustissima	30	12,8	7,09	0,09	100	0	0
	Lippia sp1	30	12,9	7,12	0,101	100	0	0
	Tibouchina mutabilis	23,3	15,8	7,61	0,146	78	11	11
	Simarouba versicolor	24,4	19,7	7,23	0,182	61	22	17
	Byrsonima coccolobifolia	20	11,2	5,71	0,296	100	0	0
	Guapira hirsuta	20	9,5	6,9	0,304	100	0	0
	Ocotea lancifolia	16,7	12,7	6,85	0,319	83	17	0
	Ilex conocarpa	20	9,8	6,99	0,319	100	0	0
	Psidium cattleianum	20	10,9	6,23	0,32	100	0	0
	Baccharis dentata	28,4	25,2	7,64	0,328	47	16	37
	Erythroxylum cuneifolium	20	10,2	7,13	0,345	100	0	0
Ambiente II								
	Tibouchina candolleana	87,8	27,5	8,14	0,001	4	88	8
	Trembleya parviflora	70	20,1	8,69	0,001	0	100	0
	Myrsine guianensis	50	15,4	7,41	0,008	0	100	0
	Baccharis brachylaenoides	44,4	19,5	8,15	0,01	11	89	0
	Marlierea laevigata	45	17,2	7,55	0,015	0	90	10
	Myrcia mischophylla	40	14,2	6,91	0,025	0	100	0
	Myrcia mutabilis	31,1	15,6	7,45	0,077	0	78	22
	Lychophora pohlli	27,9	14,2	6,63	0,078	0	93	7
	Roupala montana	38,1	29,7	7,72	0,138	43	48	10
	Eremanthus incanus	45	37,5	7,51	0,156	46	45	9
	Trembleya laniflora	34,7	26,6	8,36	0,161	10	58	32
	Cordiera sessilis	22,5	19	8,04	0,282	38	56	6
	Protium brasiliense	20	9,7	6,97	0,315	0	100	0
	Sapium glandulosum	20	9,7	6,97	0,315	0	100	0
	Siphoneugena densiflora	20	9,8	7,02	0,323	0	100	0
	Byrsonima crassa	20	11	6,26	0,327	0	100	0
	Cabralea canjeran	20	9,9	7,06	0,33	0	100	0
Ambiente III								
	Lavoisiera pectinata.	50	16,1	7,68	0,006	0	0	100
	Myrsine coriacea	26,1	16,8	8,21	0,179	10	3	87

CONCLUSÃO

Com base nos resultados pode-se concluir que:

- As seis espécies com maior índice de valor de importância nas áreas estudadas em 2008 permaneceram nas primeiras posições no ano de 2010, com exceção de *Trembleya parviflora*, que perdeu três posições devido à redução de seus parâmetros fitossociológicos;

- As altas taxas de recrutamento no ambiente II compensaram as altas taxas de mortalidade, fazendo com que este ambiente permanecesse como o mais abundante;

- Foi observado um aumento significativo no número de indivíduos da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora da área em estudo no período de dois anos, o que evidência a importância da condução da regeneração natural no processo de recomposição de áreas alteradas;

- Espécies como *Eremanthus incanus*, *Trembleya laniflora*, *Trembleya parviflora*, *Roupala Montana*, *Coccoloba brasiliensis* e *Tibouchina candoleana,* apresentaram desempenho superior na colonização da área degradada pela extração de ouro, sendo então indicadas como potenciais em programas de recuperação de áreas mineradas em condições semelhantes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA-ABREU, P. A.; FRAGA, L. M. S. ; NEVES, S. C. Geologia. In: SILVA, A. C. ; PEDREIRA, L. C. V. S. F. ; ALMEIDA-ABREU, P. A. (OrgS.). **Serra do Espinhaço Meridional** - Paisagens e Ambientes. 1 ed. Diamantina: UFVJM - Faculdade de Ciências Agrárias, 2005. v.1, p. 17-44.

ALMEIDA, H. S.; MACHADO, E. L. M. Espécies Indicadoras do Componente Arbóreo em Comunidades de Floresta Estacional Decidual. Nota Ciêntifica. **Revista Brasileira de Biociêcias**, Porto Alegre, v. 5, n. 1, p. 654-656, 2007)

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

ANDRADE, L. A. Z., FELFILI, J.M., VIOLATTI, L. Fitossociologia de uma área de cerrado denso na RECOR-IBGE, Brasília – DF**. Acta Botânica Brasílica**, São Paulo, v.16, n.2, abr., 2002.

ANGELIS-NETO, G.; ANGELIS, B. L. D.; OLIVEIRA, D. S. O uso da vegetação na recuperação de áreas urbanas degradadas. **Acta Scientiarum**. **Technology**. Maringá, v. 26, n. 1, p. 65-73, 2004.

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

ARAÚJO, F. S. et al. Estrutura da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, Brás Pires-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n. 1, p. 107-116, 2006.

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

CONNELL, J. H.; SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The Americam Naturalist**, 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.

DAJOZ, R. **Ecologia geral**. 2. ed. Petrópolis: Vozes; USP, p.472, 2005.

DUFRÊNE, M. ; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 3, p. 345-366, 1997.

FELFILI, J. M. et al. **Plantas da APA Gama e Cabeça de Veado**: espécies, ecossistemas e recuperação. Brasília, DF: UnB, 2002. p. 52.

FELFILI, J. M.; SILVA JÚNIOR, M. C. Diversidade alfa e beta no Cerrado *sensu stricto*, Distrito Federal, Goiás, Minas Gerais e Bahia. In: SCARIOT, A.; SOUZA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. **Cerrado**: ecologia, biodiversidade e conservação. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, p. 141-154, 2005.

GOMES, E. P. C.; MANTOVANI, W.; KAGEYAMA, P. Y. Mortality and recruitment of tree in a secondary rain forest in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology,** v. 63, n. 1, p. 47-60, 2003.

GONZAGA, A. P. D. et al. Diagnóstico Florístico-Estrutural do Componente Arbóreo da Floresta da Serra de São José, em Tiradentes, MG. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, p. 501-516, 2008.

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, v. 32, n. 2, p. 345-353, 2008.

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

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

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

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

NAPPO, M. E.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; MARTINS, S. V. Dinâmica da estrutura fitossociológica da regeneração natural em sub-bosque de *Mimosa scabrella bentham* em área minerada, em Poços de Caldas, MG. **Revista. Árvore**, v. 28, n. 6, p. 811-829, 2004.

NERI, A. V. MEIRA-NETO, J. A. A.;. Análise da estrutura de uma comunidade lenhosa em área de Cerrado *sensu stricto* no município de Senador Modestino Gonçalves, norte de Minas Gerais, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 1, p. 123-134, 2007.

NEVES, S. C.; ALMEIDA-ABREU, P. A. ; FRAGA, L. M. S. . Fisiografia. In: SILVA, A. C. ; PEDREIRA, L. C. V. S. F. ; ALMEIDA-ABREU, P. A.. (Org.). **Serra do Espinhaço Meridional** - Paisagens e Ambientes. 1 ed. Diamantina: UFVJM - Faculdade de Ciências Agrárias, 2005. v.1 , p. 45-58.

PHILLIPS, O. L.; GENTRY, A. H. Increasing turnover through time in tropical forests. **Science**, v. 26, n.3, p. 954-958, 2004.

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

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

SHEIL, D.; MAY, R. M. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Tropical Ecology,** v. 84, n. 1, p. 91-100, 1996.

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. **On the definition of ecological species groups in tropical rain forest. Vegetation**, v. 75, p. 81-86, 1987.

VINCENT, R. C.; MEGURO, M.. Influence of soil properties on the abundance of plant species in ferruginous rocky soils vegetation, southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 31, n. 3, p. 377-388, 2008.

WERNECK, M.; FRANCESCHINELLI, E. V. Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil, **Plant Ecology**, v. 174, n. 2, p.337-346. 2004.

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