



Dinâmica da vegetação colonizadora em três áreas degradadas pelo garimpo na Serra do Espinhaço Meridional

Wander Gladson AMARAL^{1*}, Israel Marinho PEREIRA¹, Danielle Piuzana MUCIDA²,
Evandro Luiz Mendonça MACHADO¹, Michele Aparecida Pereira da SILVA¹

¹Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, MG, Brasil.
(ORCID: *; 0000-0003-1035-1253; 0000-0002-9301-5257; 0000-0001-8387-961X)

²Departamento de Geografia, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, MG, Brasil.
(ORCID: 0000-0002-5756-8081)

*E-mail: wander.amaral@yahoo.com.br (ORCID: 0000-0002-8726-9410)

Recebido em 12/04/2019; Aceito em 19/02/2020; Publicado em 13/04/2020.

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, na Serra do Espinhaço Meridional. 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 foram o aumento significativo da densidade e o rápido 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 comparada à área degradada pelo processo de voçorocamento e à área degradada pelo garimpo de diamante.

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

Colonizing vegetation dynamics in three areas degraded by mining in Southern Serra do Espinhaço

ABSTRACT: The evaluation of the process of plant succession in degraded places is an important tool to define recovery strategies. Thus, considering the current situation of degradation in forest ecosystems, the present study aimed to study the dynamics of the floristic composition of the colonizing vegetation, in three degraded areas in the process of natural regeneration, in the Serra do Espinhaço Meridional. In the first inventory, all tree-shrub individuals with $DAS_{30} \geq 3$ cm were sampled. In the second inventory, dead individuals were recorded, survivors were remeasured and recruited individuals were measured and identified ($DAS_{30} \geq 3$ cm). The dynamics rates were calculated: mortality, recruitment, gain and loss in the basal area and number of individuals for each area. The H' values obtained for the areas were compared in pairs by the Hutcheson t test. The pattern observed in the three areas was similar and the most significant changes during the two inventories were the significant increase in density and the rapid increase in the total basal area. All the structural indicators analyzed showed that the areas are in the process of initial construction, but the area degraded by gold mining is in a more advanced successional stage when compared to the area degraded by the voçorocamento process and the area degraded by diamond mining.

Keywords: floristic composition; human impacts; temporal heterogeneity; ecological succession.

1. INTRODUÇÃO

Em locais minerados, os solos são perdidos ou enterrados com os resíduos, alterando suas condições estruturais e hídricas; além disso a vegetação é totalmente removida (PALHETA et al., 2018). 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 (SHAEFER et al., 2016). 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 (LONGO et al., 2011).

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 (MELI et al., 2014)

Ainda, a regeneração natural, se apresenta como um método de recuperação que exige menos recursos se comparado à operação de plantio (HOLL, 2013). Porém, deve-se ressaltar que tal processo transcorrerá mais lentamente quando comparado ao método de regeneração artificial (CAVA et al., 2016).

Para entender o processo de sucessão ecológica de comunidades vegetais e a influência das modificações do ambiente sobre a vegetação, há necessidade de estudos de longo prazo, uma vez que para se atingir estágios mais avançados nesse processo o tempo é um fator a ser considerado. Um caminho tradicional para contornar essa limitação é o estudo de uma cronosequência, que é baseada na comparação de áreas similares que passaram por histórico de uso semelhante e em diferentes épocas. Neste contexto, o estudo de dinâmica, abrange as avaliações de crescimento e as mudanças ocorridas na composição e estrutura da comunidade (CHAZDON, 2012). Nesse processo, a sucessiva implantação 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).

Com isso, no sentido de entender as alterações de ordem florísticas que podem ocorrer ao longo do tempo, este trabalho objetivou caracterizar a dinâmica da composição florística da vegetação colonizadora, em três áreas degradadas em processo de regeneração natural, em Diamantina, MG.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado no Parque Estadual do Biribiri (PEB), no município de Diamantina, Minas Gerais. 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.

As três áreas estudadas (Figura 1) sob diferentes tipos pretéritos de degradação foram assim descritas: 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 e que, atualmente, sofre com o processo de voçorocamento (1,72 ha). As rochas neste ponto encontram-se em estágio avançado de alteração. Situa-se nas coordenadas 649176, 649377Ee 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 a este período.

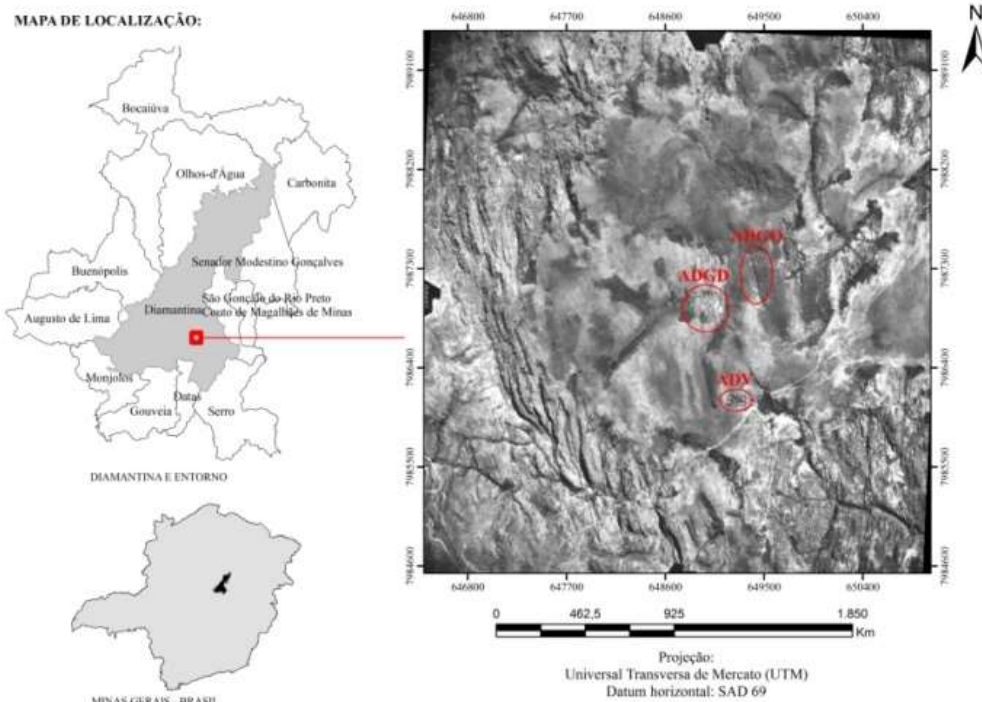


Figura 1. Área de estudo, mostrando a localização das três áreas degradadas. Em que: ADGD = área degradada pelo garimpo de diamante; ADGO = área degradada pelo garimpo de ouro; ADV = área degradada pelo processo de voçorocamento, em Diamantina, MG.
Figure 1. Area of study, showing the location of the three degraded areas. In what: ADGD = area degraded by diamond mining; ADGO = area degraded by gold panning; ADV = area degraded by the voçorocamento process, 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% (ALVARES et al., 2013). 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, além de algumas manchas de Floresta Estacional Semidecidual (VELOSO et al, 1991).

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, sendo o primeiro inventário realizado em junho de 2008 e o segundo em dezembro de 2010. Na ADGO a amostragem contou com um total de 30 parcelas dispostas em três transectos com dez parcelas contíguas de 10 x 10 m, sendo o primeiro inventário 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, sendo o primeiro inventário realizado em maio de 2008 e o segundo, em janeiro de 2010. Todos os indivíduos arbustivo-arbóreos vivos encontrados nas parcelas com diâmetro a altura do solo – DAS (DAS₃₀ ≥ 3) cm foram mensurados. 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 (IVI) (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). Quanto às síndromes de dispersão, as espécies foram classificadas, de acordo com Pijl (1982), nas categorias: anemocóricas (Ane), zoocóricas (Zoo) e autocóricas (Aut).

A dinâmica da vegetação foi expressa de duas formas: demografia (contagem) e área basal (soma das áreas seccionais). Com base em Sheilet 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 (Equações 1, 2, 3 e 4).

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 (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 5, 6 e 7.

$$M = 1 - \left(\frac{N_0 - N_m}{N_0} \right)^{\frac{1}{t}} \times 100 \quad (01)$$

$$R = 1 - \left(\frac{N_0 - N_r}{N_0} \right)^{\frac{1}{t}} \times 100 \quad (02)$$

$$P = 1 - \left(\frac{AB_0 - AB_m - AB_d}{AB_0} \right)^{\frac{1}{t}} \times 100 \quad (03)$$

$$G = 1 - \left\{ 1 - \left(\frac{AB_r + AB_g}{AB_0} \right)^{\frac{1}{t}} \right\} \times 100 \quad (04)$$

$$TN = \left(\frac{M+R}{2} \right) TAB = \left(\frac{P+G}{2} \right) \quad (05)$$

$$ChN = \left\{ \left(\frac{N_t}{N_0} \right)^{\frac{1}{t}} - 1 \right\} \times 100 \quad (06)$$

$$ChAB = \left\{ \left(\frac{AB_t}{AB_0} \right)^{\frac{1}{t}} - 1 \right\} \times 100 \quad (07)$$

em que: *t* = *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 recrutadas; *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.

3. RESULTADOS

Foram amostrados na ADGD, em 2008, 138 indivíduos vivos com DAP₃₀ ≥ 3 cm (aproximadamente 276 indivíduos por hectare), com a comunidade apresentando uma área basal total de 0,31 m².ha⁻¹. Como o número de indivíduos recrutadas 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 ind.ha⁻¹. Da mesma forma, a área basal total teve um acréscimo de 10,71% em 2010, apresentando um valor de 0,31 m².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 m².ha⁻¹. Como o número de indivíduos recrutadas 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 ind.ha⁻¹. Não sendo diferente, a área basal total teve um acréscimo de 13,31% no mesmo período, apresentando um valor de 17,2 m².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 m².ha⁻¹. Como o número de indivíduos recrutadas 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 ind.ha⁻¹. Diante disso, a área basal total teve um acréscimo de 23,08% no mesmo período, apresentando um valor de 0,16 m².ha⁻¹, em 2010.

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* Backer e *Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeish, pioneiras e saída de *Austrocritionia velutina* (Gardner) R. M.King & H. Rob., clímax. Fabaceae passou de seis para sete espécies, com o ingresso de *Dimorphandra mollis* Benth, pioneira. Melastomataceae passou de oito para dez espécies com a entrada de *Lavoisier apectinata* e *Microlicia isophylla* D.C., ambas pioneiras. Myrsinaceae passou de três para quatro espécies, com a entrada de *Myrsine ferruginea* (Ruiz & Pav.) Spreng, secundária inicial. Myrtaceae passou de 16 para 17, com o ingresso de *Myrcia coriacea*, DC. *Myrcia venulosa* DC. e Sp 1, ambas pioneiras e saída de *Myrcia retorta* e *Psidium cattleianum* Sabine, sendo a primeira, clímax e a segunda secundária inicial. Rubiaceae passou de seis para sete espécies com a entrada de *Rudgea viburnoides* (Cham.) Benth, secundária inicial. Diferentemente, as famílias Sapindaceae e Malphigiaceae 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* (Gardner). 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.

No geral das 86 espécies presentes na ADGO no primeiro inventário, houve o desaparecimento de quatro espécies, sendo duas pertencentes ao grupo das clímax, *Austrocritionia velutina* (Gardner) R.M.King & H. Rob., *Myrcia retorta*, uma secundária inicial, *P. cattleianum* e a outra secundária tardia, *Ilex theezans* Mart.ex Reissek. Em contrapartida outras 13 espécies, inexistentes no primeiro inventário, surgiram no segundo inventário, sendo seis do grupo das pioneiras, *B. tridentata*, *E. erythropappus*, *D. mollis*, *Lavoisiera pectinata* Cogn., *M. isophylla*, *M. venulosa*, quatro do grupo das secundárias iniciais *M. ferruginea*, *M. coreacea*, *Oureatea blanchetiana* (Planch.) Engl., *Rudia virginoides* e outras duas clímax, *Ocotea pulchella* (Nees & Mart.) Mez e *Kielmeyera lathrophyton* Saddi.

Na ADGD, das 17 espécies registradas no primeiro ano, duas espécies não foram encontradas no segundo inventário, *Microlicia* sp., pioneira e *Erythroxylum suberosum* A.St-Hil., secundária tardia. Contudo, surgiram três novas espécies sendo duas do grupo das pioneiras, *Baccharis brachylaenoides* DC., *Tibouchina granulosa* (Desr.) Cogne *Myrsine guianensis* (Aubl.) Kuntze clímax. Das 32 espécies encontradas na ADV no primeiro ano, houve o desaparecimento de quatro espécies, sendo duas pioneiras, *B. elliptica* e *Miconia* sp. 1, uma secundária inicial, *Eriotheca gracilipes* (K.Schum) A. Robyns e secundária tardia, *Marlierea racemosa* (Vell.) Kiaersk. Portanto, ingressaram (DC.) Naudin, pioneira e duas outras espécies do grupo das secundárias iniciais *Guapira graciliflora* (Mart. ex Schimidt) Lundell e *Coccoloba mollis* Casar.

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). Outra característica importante foi a presença de um grande

número de espécies raras (<1 ind.ha⁻¹), 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 (Tabela 1). 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 explicados pelas mesmas.

Nas três áreas (ADGD, ADGO, ADV) amostradas, verificou-se acréscimo significativo no índice de diversidade (H'), passando, respectivamente, de 2,83; 3,2; 2,82 nats.indivíduo⁻¹ no primeiro levantamento para 2,89; 3,33; 2,85 nats.indivíduo⁻¹ no segundo levantamento.

Tabela 1. Dinâmica da comunidade arbustiva-arbórea (DAS₃₀ ≥ 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 1. Dynamics of the shrub-tree community (DSH₃₀ ≥ 3 cm) of three areas in different past types of degradation in the region of Diamantina-MG, counted for each area and expressed in number of individuals and basal area.

DINÂMICA	ADGD	ADGO	ADV
Amostragem			
Número de parcelas	50	30	36
Número de indivíduos			
Inicial (número de indivíduos)	141	723	92
Final (número de indivíduos)	162	996	110
Mortas (número de indivíduos)	37	70	19
Recrutadas (número de indivíduos)	58	343	37
Sobreviventes (nº de indivíduos)	104	653	73
Taxa Mortalidade (% ano ⁻¹)	11,46	3,34	11,85
Taxa Recrutamento (% ano ⁻¹)	16,25	13,13	20,04
Taxa Rotatividade (% ano ⁻¹)	13,85	8,23	15,95
Taxa Mudança (% ano ⁻¹)	5,71	11,27	10,24
Área Basal			
Inicial(m ² /ha)	0,28	15,18	0,13
Final(m ² /ha)	0,31	17,20	0,16
Mortas (m ² /ha)	0,07	0,74	0,02
Recrutadas (m ² /ha)	0,07	5,84	0,04
Crescimento Sobrev. (m ² /ha)	0,09	9,80	0,05
Mudança líquida (%)	3,27	13,13	21,20
Taxa de perdas (% ano ⁻¹)	17,23	22,50	10,50

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

Os valores dos índices de Shannon, H' , foram significativamente maiores na ADGO seguidos 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 sejam o principal responsável pelas diferenças encontradas para H' na ADGD e ADV visto que estão próximos entre si.

As espécies que apresentaram os maiores valores de importância para a ADGD no segundo levantamento foram, em ordem de importância, *E. erythropappus*, *Lavoisiera montana*

Cogn., *Pseudobrickellia angustissima* (Spreng ex Backer), *Microlicia glaziovii*, *Byrsonima intermedia* A. Juss. *Palicourea rígida* Kunth. Para a ADGO foram, (Less.) Less., *Trembleya laniflora* (D. Don) Cogn., *Roupala montana* Aubl., *Tibouchina candolleana* (Mart. ex DC) Cogn., *Coccoloba brasiliensis* Nees & Mart e *T. parviflora*. Já para a ADV foram, *T. parviflora*, *Lavoisierapectinata* Cogn., *Byrsonima variabilis* A. Juss. LC., *Roupala montana* Aubl., *E. erythropappus* e *Lychnophora polhii* Sch. Bip. 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* (D. Don) Cogn e *B. elliptica* por *Byrsonima intermedia* A. Juss. e *Palicourea rígida* Kunth. 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 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.

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.

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 umas das outras.

O diagrama de Venn (Figura 1) mostra claramente que uma pequena porcentagem, 2,33% ou duas espécies, tem ocorrência comum nas três áreas. Verifica-se, 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 três espécies, representando 3,49%.

Os resultados da ADGD, supostamente, apontam para a alta seletividade do ambiente uma vez que poucas espécies locais parecem estar adaptadas às condições de extensa cobertura de rochas e pilhas de cascalho resultante da atividade de extração do minério.

4. DISCUSSÃO

Houve a mesma tendência sucessional nas três áreas. As alterações mais expressivas durante os dois inventários foram o aumento significativo da densidade e o aumento da área basal total. Resultados estes que em florestas tropicais variam

muito com as condições de solos, água e luz bem como entre estádios de regeneração (CHADZON et al., 2012). Geralmente, florestas em estágios sucessionais avançados apresentam maior número de árvores com áreas basais grandes, enquanto aquelas em estágios mais iniciais de regeneração formam grandes adensamentos de árvores finas (PARTHASARATHY, 1999), como encontrado nas áreas estudadas.

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.

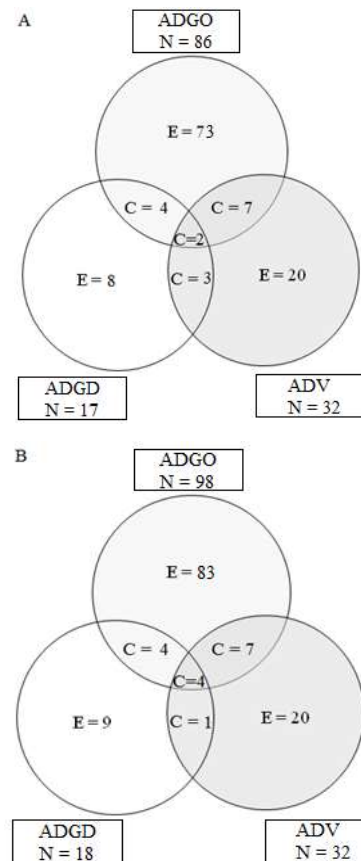


Figura 1. Diagrama de Venn extraído da composição florística de três áreas degradadas em processo de recuperação em Diamantina, MG, mostrando o número de espécies compartilhadas. Em que: A = primeiro inventário; B = segundo inventário; ADGO = área degradada pelo garimpo de ouro; ADGD = área degradada 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 from the floristic composition of three degraded areas in recovery process in Diamantina, MG, showing the number of shared species. Where: A = first inventory; B = second inventory; ADGO = area degraded by gold panning; ADGD = area degraded by diamond mining; ADV = area degraded by the voçorocamento process; E = exclusive species; C = common species between areas; N = total number of species recorded in the area.

A presença de espécies das famílias 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 (AMARAL et al., 2013). 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 sua restauração (CAMPOS et al., 2012).

Estas famílias também estão dentre 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 MOCOCHINSKI et al. (2009), as famílias mais importantes foram Asteraceae, Melastomataceae e Myrtaceae.

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 (ABREU et al., 2014). 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 *M. venulosa* e *L. pectinata* com quatro indivíduos. Da mesma forma, as novas espécies acrescentadas tiveram menos de dois ind.ha⁻¹. 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.

As variáveis ambientais, juntamente com o histórico de perturbação das diferentes áreas, provavelmente, tenham condicionado à tal situação. Por se tratar de áreas com condições físicas, químicas e ou biológicas distintas de áreas íntegras, a maioria das espécies parece ser incapaz de persistir sob essas circunstâncias, ganhando destaque espécies pioneiras altamente especializadas às condições alteradas, de forma que à medida que colonizam o sítio propiciam o desenvolvimento do solo facilitando o ingresso de espécies mais exigentes (CONNEL; SLATYER, 1977).

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 (HARTSHORN, 1980).

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⁻¹). 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).

As síndromes de dispersão e polinização são processos ecológicos estratégicos (STEFANELLO et al., 2010) que podem acelerar a regeneração de áreas degradadas em ecossistemas florestais. Os resultados do presente trabalho corroboram com os resultados observados 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 (STEFANELLO et al., 2010). Esse padrão de comportamento se confirmou no presente trabalho para a ADGO e ADV com relação ao percentual de espécies, pois quando se analisa 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.

Uma explicação para os resultados de similaridade florística pode estar relacionada a existência de fragmentos florestais próximos. Visto que a proximidade de fontes de diásporas tem sido considerada fator-chave para o processo de colonização vegetal em áreas degradadas (RODRIGUES et al., 2004).

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. 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. Tais estudos são bastante relevantes quando se pensa em seleção de espécies que vão fazer parte dos futuros planos de recuperação de áreas degradadas (PRADS).

5. CONCLUSÕES

O atual estágio sucessional (mais avançado) 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.

6. REFERÊNCIAS

- ABREU, A. T. L.; PINTO, J. R. R.; MEWS, H. A. Variações na riqueza e na diversidade de espécies arbustivas e arbóreas no período de 14 anos em uma Floresta de Vale, Mato Grosso, Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 65, n. 1, p. 73-88, 2014.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. de M. Modeling monthly mean air

- temperature for Brazil. **Theoretical Applied Climatology**, v. 113, p. 407-427, 2013. DOI: <https://dx.doi.org/10.1007/s00704-012-0796-6>
- AMARAL, W. G.; PEREIRA, I. M.; MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA, P. A.; DIAS, L. G.; MUCIDA, D. P.; AMARAL, C. S. Relação das espécies colonizadoras com as características do substrato em áreas degradadas na Serra do Espinhaço. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 29, n. 5, p. 1696-1707, 2013.
- 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. DOI: <https://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8339.2009.00996.x>
- BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field and laboratory methods for general ecology**. 1. ed. Boston: W.C. Brown Publishers, 1984. 84 p.
- CAMPOS, W. H.; NETO, A. M.; PEIXOTO, H. J.; GODINHO, L. B.; SILVA, E. Contribuição da fauna silvestre em projetos de restauração ecológica no Brasil. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 32, n. 72, p. 429-440, 2012. DOI: <https://dx.doi.org/10.4336/2012.pfb.32.72.429>
- CAVA, M.G.B.; ISERNHAGEN, I.; de MENDONÇA, A.H.; DURIGAN, G. Comparação de técnicas para restauração da vegetação lenhosa de Cerrado em pastagens abandonadas. **Hoehnea**, São Paulo, v. 43, n. 2, p. 301-315, 2016. DOI: <https://dx.doi.org/10.1590/2236-8906-18/2016>
- CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, Belém, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.
- 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. **Journal Society**, London. v. 362, 273-289, 2007. <https://dx.doi.org/10.1098%2Frstb.2006.1990>
- CONNELL, J. H.; SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, Chicago, v. 111, n. 982, p. 1119-1144, 1977. DOI: <https://dx.doi.org/10.1086/283241>
- 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.
- HARTSHORN, G. S. Neotropical forest dynamics. **Biotropica**, Hoboken, v. 12, p. 23-30, 1980. DOI: <https://dx.doi.org/10.2307/2388152>
- HOLL K. D. Restoring Tropical Forest. **Nature Education Knowledge**, v. 4, n. 4, 2013.
- 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. DOI: <https://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622008000200017>
- KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do vale do Itajaí. **Sellowia**, Itajaí, v. 32, p.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. <http://dx.doi.org/10.2307/3235641>
- LONGO, R. M.; RIBEIRO, A. Í.; MELO, W. J. de. Uso da adubação verde na recuperação de solos degradados por mineração na floresta amazônica. **Bragantia**, Campinas, v. 70, n. 1, p. 139-146, 2011. DOI: <https://dx.doi.org/10.1590/S0006-87052011000100020>
- 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**, Viçosa, v. 34, n. 4, p. 723-732, 2010. DOI: <https://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622010000400017>
- MATTEUCCI, S. D.; COLMA, A. **Metodologia para el estudio de La vegetación**. 1 ed. Washington: The General Secretariat the Organization of American States, 1982. 168 p.
- MELI, P.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; REY-BENAYAS, J. M.; CARABIAS, J. Combining ecological, social and technical criteria to select species for forest restoration. **Applied Vegetation Science**, v. 17, n. 4, p. 744-753, 2014. DOI: <https://dx.doi.org/10.1111/avsc.12096>
- MOCOCHINSKI, A. Y.; SCHEER, M. B. Campos de altitude na Serra do Mar Paranaense: Aspectos Florísticos. **Floresta**, Curitiba, v. 38, n. 4, p. 625-640, 2008.
- PALHETA, J. M.; SILVA, C. N.; NETO, A. O.; NASCIMENTO, F. R. Conflitos pelo uso do território na amazônia mineral. **Mercator**, Fortaleza, v. 16, e16023, 2017. DOI: <https://dx.doi.org/10.4215/rm2017.e16023>
- 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. **Forest Ecology and Management**, Oxford, v. 99, p. 21-42, 1997. DOI: [https://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00192-8](https://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00192-8)
- 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, v. 8, n. 4, p. 1365-1381, 1999. DOI: <https://dx.doi.org/10.1023/A:1008949407385>
- RICHARDS, P.W. **The tropical rain forest**. 1 ed. Cambridge University Press: Cambridge, 1952.
- PIJL, L.V. **Principles of Dispersal in Higher Plants**. 1 ed. Berlim: Springer-Verlag, 1988. 214 p.
- 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. **Natureza e Conservação**, Curitiba, v. 1, n. 1, p. 28-36, 2003.
- 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.
- SCHAEFER, C. E. G. R.; SANTOS, E. E.; FILHO, E. I. F.; ASSIS, I. R. Paisagens de lama: Os tecnossolos para recuperação ambiental de áreas afetadas pelo desastre da barragem do Fundão, em Mariana. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 42, n. 1, p. 18-23, 2016.

- 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**, v.24, n.4, p. 397-405, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1590/S010067622007000600018>
- STEFANELLO, D.; IVANAUSKAS, N.M.; MARTINS, S.V.; SILVA, E. Síndromes de dispersão de diásporos das espécies de trechos de vegetação ciliar do rio das Pacas, Querência – MT. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 40, n. 1, p. 141-150, 2010. DOI: <https://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672010000100018>
- VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991. 124 p.
- ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. Prentice-Hall, New Jersey, 1996.