

## VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA EM ÁREA DEGRADADA PELA EXTRAÇÃO DE OURO NO PARQUE ESTADUAL DO BIRIBIRI, DIAMANTINA-MG

Anne Priscila Dias Gonzaga<sup>1</sup>, Israel Marinho Pereira<sup>2</sup>, Michele Aparecida Pereira da Silva<sup>3</sup>, Evandro Luiz Mendonça Machado<sup>2</sup>, Marcio Leles Romarco de Oliveira<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Professora Doutora da Faculdade Interdisciplinar em Humanidades da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (diaspri@gmail.com) Diamantina-Brasil.

<sup>2</sup> Professores Doutores do Departamento de Engenharia Florestal da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri

<sup>3</sup> Pós-doutoranda do Departamento de Engenharia Florestal da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri

Recebido em: 15/04/2017 – Aprovado em: 22/07/2017 – Publicado em: 31/07/2017  
DOI: 10.18677/Agrarian\_Academy\_2017a43

### RESUMO

O objetivo do estudo foi conhecer a composição e estrutura da vegetação em uma lavra de mineração de ouro em Diamantina, MG. Foram selecionados nesta lavra três ambientes: ambiente 1 (A1), ambiente 2 (A2) e ambiente 3 (A3). Nos ambientes foram plotadas 10 parcelas de 100 m<sup>2</sup>, nestas todos os indivíduos arbóreos com CAS ≥ a 10 cm foram registrados e identificados. Foram calculados os parâmetros fitossociológicos clássicos, índices de diversidade e equabilidade e classificações das espécies quanto as guildas de hábito, grupos ecológicos e dispersão. No total foram registradas 76 espécies, 56 gêneros e 30 famílias, o ambiente mais rico foi A1, já para a densidade A2 foi o ambiente de maior expressão. Nas guildas de dispersão, grupos ecológicos e hábito da comunidade observou-se que os ambientes estão avançando na sucessão, com espécies pioneiras sendo substituídas por espécies em estágio mais avançado. O ambiente mais diverso foi A1 (2,915) o que deve-se a variações na umidade, relevo, rochiosidade, entre outros. Observou-se que as espécies *Eremanthus incanus*, *Coccoloba brasiliensis* e *Trembleya laniflora* apresentaram maiores VI (valor de importância) em todos os ambientes, e por esta razão, devem ser priorizadas em programas de recuperação em minerações de ouro.

**PALAVRAS-CHAVE:** heterogeneidade ambiental, mineração, sucessão.

### SHRUBBY-ARBOREAL VEGETATION IN AN AREA DEGRADED BY THE GOLD EXTRACTION IN BIRIBIRI STATE PARK (PARQUE ESTADUAL DO BIRIBIRI), DIAMANTINA – MG

### ABSTRACT

The aim of this study was to get to know the composition and structure of the vegetation in a gold mining area in Diamantina, Mg. In that mining area, three environments were selected: environment 1 (A1); environment 2 (A2) e environment 3 (A3). In the environments ten parcels of 100m<sup>2</sup> were plotted, and in all of them all the arboreal individuals with CAS ≥ to 10cm were recorded and identified. The classical phyto-social parameters, indices of diversity and equability and classifications of the species in relation to the guilds of habit, ecological groups and dispersion were calculated. In total 76

species, 56 genus and 30 families were recorded, the richest environment was A1, but in relation to the density A2 was the best-looking environment. In the dispersion guilds, ecological groups and community habit it was noticed that the environments are advancing in the succession, with pioneer species being substituted by species in a more advanced stage. The most diverse environment was A1 (2,915) thanks to the humidity variations, relief, rockiness, and etc. It was noticed that the *Eremanthus incanus*, *Coccoloba brasiliensis* and *Trembleya laniflora* species have shown greater VI in all of the environments, and because of this, they must be prioritized in recovery programs in gold mining.

**KEYWORDS:** succession, environmental heterogeneity, mining

## INTRODUÇÃO

O Cerrado é um dos biomas mais ricos e ameaçados do planeta, e por esta razão, representa um dos *hotspots* mundiais da biodiversidade. Apesar da elevada riqueza o Cerrado é considerado um dos ecossistemas mais ameaçados da América do Sul, já que mais de 50% deste foi convertido a áreas desmatadas e o restante encontra-se bastante fragmentado (CARDOSO et al., 2009). Estudos indicam que, entre 40 e 70% da cobertura nativa do Cerrado, tenha sido removida pela agropecuária, urbanização, mineração e outras atividades (PAPARELLI & HENKES et al., 2013). Apesar da ausência de estimativas precisas, boa parte da degradação ocorrente no bioma foi e permanece sendo ocasionada pela mineração, sendo esta iniciada no período colonial (FERNANDES & PESSÔA, 2011).

Ao norte da Serra do Espinhaço, na região de Diamantina (MG), a mineração de diamante e ouro, prolonga-se por aproximadamente três séculos (NEVES et al., 2005). Sendo esta atividade antrópica considerada como uma das principais responsáveis pela remoção da vegetação, erosão e assoreamento de rios e córregos o que resultou em considerável perda de biodiversidade neste ambiente. Muito embora, o extrativismo de madeiras e flores de espécies nativas também é grande fonte de impactos na região (GIULIETTI et al., 1988).

A recuperação de ecossistemas degradados inicia-se com a criação de condições que impulsionam os caminhos da sucessão (JESUS et al., 2017), como observado por meio da ocorrência da regeneração natural. A regeneração de uma área, após distúrbio natural ou antrópico, depende da contribuição das árvores remanescentes (via produção de sementes ou rebrota), do banco de sementes do solo e/ou, proveniente da chuva de sementes e das plântulas sobreviventes à perturbação. Geralmente, o compartimento estrutural possui maior resiliência que a composição e riqueza de espécies, isto ocorre em função das condições físicas e químicas do solo, ao histórico de perturbação e uso da terra, além da disponibilidade e disposição espacial das manchas de vegetação remanescentes, que funcionam como fontes de propágulos (GUARIGUATA & OSTERTAG, 2001).

Os estudos básicos sobre: a composição florística, a estrutura da comunidade e da sucessão em áreas que se encontram abandonadas após a interrupção da atividade de mineração são importantes para nortear o planejamento e execução de projetos de recuperação em áreas mineradas (COSTA et al., 2015). Neste sentido, estudos que se comprometam a descrever os padrões florísticos e estruturais em áreas de mineração são de fundamental importância para o sucesso dos projetos de restauração desses ambientes.

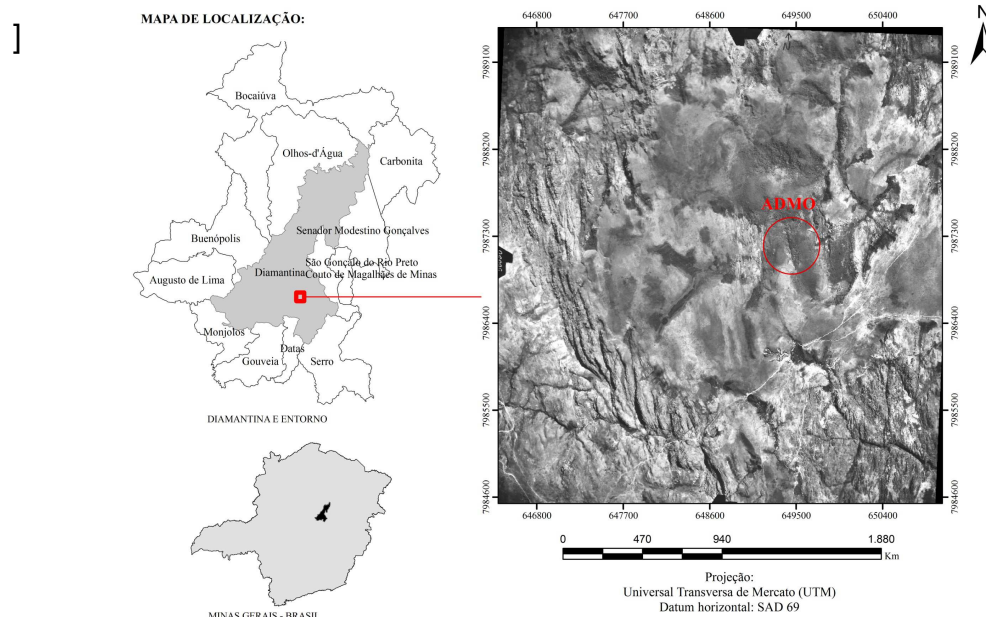
Desta forma, o objetivo deste estudo foi conhecer a composição e estrutura da vegetação arbustiva-arbórea colonizadora em uma área degradada pela extração de ouro no Parque Estadual do Biribiri, em Diamantina-MG, visando identificar quais as espécies mais adaptadas para recuperar áreas degradadas em condições similares na região do

presente estudo.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Localização e caracterização da área de estudo

O presente estudo foi realizado no Parque Estadual do Biribiri (PEB), localizado no município de Diamantina, região do Alto Jequitinhonha, Minas Gerais. A área de estudo no PEB encontra-se entre as coordenadas, 43° 35' 12" a 43° 35' 14" de longitude Oeste e 18° 11' 51" a 18° 11' 54" de latitude Sul e possui altitude máxima de 1390 m (Figura1).



**FIGURA 1** Localização do município de Diamantina, MG e a área de estudo. Onde: ADMO = área degradada pela mineração de ouro.

**Fonte:** AMARAL, (2012).

O regime climático da região é classificado como Cwb na classificação de Köppen, com verões brandos e úmidos e invernos secos. A precipitação e a temperatura média são de: 1470 mm/ano e 18 °C, respectivamente, sendo que 86% da precipitação concentra-se de outubro a março (VIEIRA et al., 2010).

O presente estudo foi realizado em lavra de mineração de ouro minerada durante o período colonial e segundo relatos, desde então as atividades antrópicas foram encerradas (dados do Instituto Estadual de Florestas de Diamantina). A perturbação ocorrida nos solos pela atividade minerária ocasionou perdas na cobertura vegetal, no solo (umidade e nutrientes do solo), além de exposição à radiação solar e aumento da temperatura.

### Amostragem da vegetação arbustivo-arbórea

Para a realização deste estudo foram selecionados dentro da lavra de mineração de ouro três ambientes distintos, caracterizados em função da posição no relevo, assim considerados: Ambiente 1: Encosta Leste, terreno declivoso cerca de 20 a 30 %, com considerável concentração de rochas de variados tamanhos, devido a posição no terreno recebe menor incidência solar, o entorno é caracterizado por candeal e Floresta

Estacional Semidecidual; Ambiente 2: Centro da lavra, está posicionado no fundo do vale, por esta razão, é caracterizado como um ambiente mais úmido, sendo sombreado durante boa parte do dia, além disso, recebe sedimento das duas encostas, apresenta solo hidromórfico em boa parte da área e pequena concentração rochosa, são registrados indivíduos de Samambaia (*Pteridium* sp.); Ambiente 3: Encosta Oeste, devido a posição recebe maior intensidade de luz e ventos, por esta razão, é um ambiente mais seco, possui elevada concentração de samambaia e solo cascalhento, o entorno é caracterizado pela presença de campo rupestre.

Em cada um dos três ambientes selecionados foram plotadas 10 parcelas contíguas de 10 x 10 m, totalizando 30 parcelas e uma área amostral de 0,3 ha. Todos os indivíduos arbóreos vivos encontrados no interior das parcelas e que apresentavam circunferência a 0,30 m do solo (CAS)  $\geq$  a 10 cm foram registrados e identificados (NERI et al., 2007). Preferencialmente os indivíduos foram identificados no campo, no entanto, quando esta não foi possível *in situ* os materiais botânicos dos espécimes foram coletados para posterior identificação. Esta foi realizada mediante comparações com espécimes existentes no Herbário da ESAL, assim como, por meio de consultas à literatura e especialistas. As espécies amostradas foram classificadas em famílias de acordo com o sistema APG III (APG, 2009).

### **Estrutura fisionômica e diversidade florística**

Para descrição da estrutura da comunidade arbórea, foram calculados os parâmetros estruturais propostos por MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG (2002): densidade absoluta (DA), dominância absoluta (DoA), frequência absoluta (FA), densidade relativa (DR), dominância relativa (DoR), frequência relativa (FR) e valor de importância (VI).

A diversidade de espécies arbóreas foi avaliada pela riqueza (número de espécies) e índices de diversidade de Shannon ( $H'$ ) e equabilidade de Pielou ( $J'$ ). Além disso, foram feitas classificações das guildas de hábito, a saber, arbustivo e arbóreo, guildas de grupos ecológicos: pioneiras e não pioneiras e guildas de dispersão: anemocoria, zoocoria e autocoria. Todas as classificações foram baseadas na literatura especializada, assim como na observação *in situ* das espécies, especialmente quanto a guilda de dispersão. Para as espécies que tiveram sua identificação realizada apenas ao nível genérico a classificação das guildas se restringiu apenas a de hábito e dispersão, sendo, a guilda de grupo ecológico nesses casos considerados como sem classificação (SC).

## **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

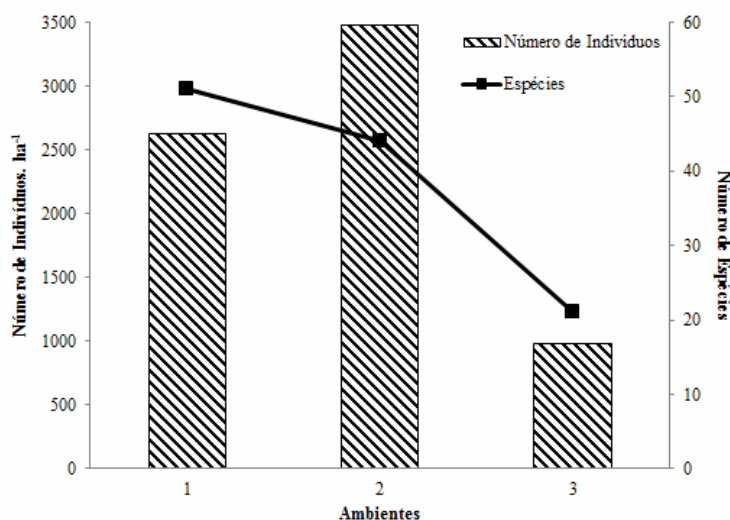
Foram registradas na amostra total 76 espécies (A1=51; A2=44 e A3=21) pertencentes a 56 gêneros e 30 famílias (Tabela 1). As famílias mais ricas foram: Myrtaceae (14 espécies.), Melastomataceae e Asteraceae (7 cada), Fabaceae (6) e Rubiaceae (5). As famílias com maior densidade foram Melastomataceae (221 indivíduos) e Asteraceae (168). Estas famílias também apresentaram expressiva representatividade em um estudo realizado por AMARAL et al. (2013) em ambientes degradados por outras minerações localizadas no interior do PEB.

**TABELA 1-** Valores de riqueza (S), diversidade de Shannon (H') e equabilidade de Pielou (J') das espécies colonizadoras em três ambientes estudados em uma área degradada pela mineração de ouro, em Diamantina, MG. Onde: NI = número de indivíduos e QM = Quociente de Mistura de Jentsch.

Parâmetros	Ambientes			Área Total
	A1	A2	A3	
H'	2,915	2,742	2,352	3,129
J'	0,7415	0,7245	0,7725	0,7226
S	51	44	21	76
NI	262	347	98	707
QM	1/5	1/8	1/5	1/9

As famílias Myrtaceae, Asteraceae, e Myrsinaceae, assim como, os gêneros *Eremanthus*, *Myrsine*, *Miconia* e *Tibouchina* tendem a aumentar sua importância com o incremento em altitude (OLIVEIRA-FILHO & FONTES, 2000; PEREIRA et al., 2006; GONZAGA et al., 2008). As famílias Asteraceae e Melastomataceae foram também relatadas em outros trabalhos com grande sucesso na colonização de ambientes degradados (CORRÊA & MELO-FILHO, 2007; FERREIRA et al., 2010). Para ALBUQUERQUE et al. (2013), o êxito que algumas espécies da família Melastomataceae apresentam para colonizar ambientes degradados deve-se ao rápido crescimento, grande produção de sementes e capacidade de rebrota.

Nos três ambientes foram inventariados 7070 ind.ha<sup>-1</sup>, sendo 2620 ind.ha<sup>-1</sup> no ambiente 1 (encosta leste), 3470 ind.ha<sup>-1</sup> no ambiente 2 (centro da lavra) e 980 ind.ha<sup>-1</sup> no ambiente 3 (encosta oeste) (Tabela 1 e Figura 2).



**FIGURA 2:** Número de indivíduos e de espécies por hectare nos três ambientes em uma área degradada pela mineração de ouro, em Diamantina, MG

Quando observa-se o padrão estrutural e florístico conjuntamente é possível notar que o ambiente 3 apresenta os menores valores, tanto para a densidade de indivíduos como em riqueza de espécies, o que pode estar relacionada a maior inclinação do terreno, e conseqüente maior exposição à insolação ao qual este ambiente encontra-se submetido. Isto ocorre porque, quanto maior quantidade de insolação que uma área recebe, maior será a temperatura, o que implica numa maior evapotranspiração, e conseqüentemente, redução da umidade do solo e ar, o que pode influenciar tanto as taxas de germinação do banco de sementes como o crescimento das plantas (SPURR & BARNES, 1973).

Em contrapartida observou-se uma relação inversa em relação ao número de indivíduos e a riqueza em espécies, pois em A1 que apresentou maior número de espécies, dos três ambientes estudados foi encontrada uma densidade de indivíduos inferior a A2 que apresentou maior riqueza de espécies. Estes resultados podem estar atribuídos ao relevo da área, pois em A1 a condição topográfica influenciou uma série de fatores ambientais como a luminosidade do local, rochosoidade, umidade, dentre outros, o que conferiu a este ambiente heterogeneidade ambiental maior que nos demais, o que pode ter favorecido a formação de diferentes nichos e a maior riqueza florística.

Já em A2 o mesmo relevo pode ter sido crucial para o estabelecimento dos indivíduos, pois por se tratar de local com relevo mais encaixado e conseqüentemente mais úmido pode ter favorecido o desenvolvimento das espécies que ali se estabeleceram. Mas ao mesmo tempo, sendo limitante a muitas espécies que não tolerariam os níveis de umidade presentes no local, desta forma, neste ambiente espera-se um maior desenvolvimento de densidade populacional e um pouco menor de riqueza florística, já que muitas espécies do cerrado, não estão adaptadas às condições de excesso hídrico.

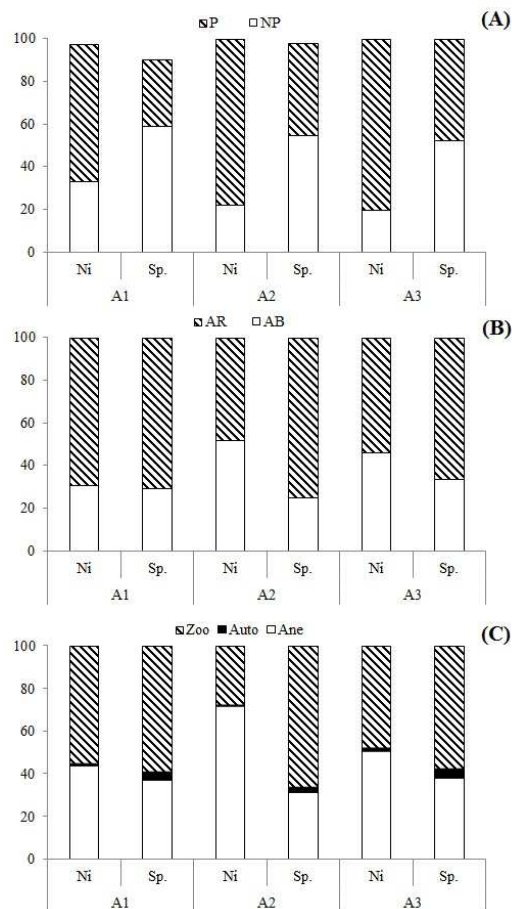
Outros autores também observaram estreita relação entre o relevo e a composição florística e estrutural (densidade e área basal) (FONSECA & SILVA JÚNIOR, 2004). Segundo estes autores FONSECA & SILVA JÚNIOR (2004) esta influência, principalmente para a florística, se daria em virtude do papel do relevo na modificação de fatores edáficos, especificamente os relacionados a umidade do solo. Tal mudança na disponibilidade hídrica ocorreria porque a variação no relevo poderia gerar uma influência na dinâmica da água que determinaria a distribuição das plantas, e dispersão das espécies.

Essa redução florística e estrutural apresentada pelo Ambiente 3 também podem estar associadas à elevada densidade de samambaias (*Pteridium* sp.) existente no local. Pois como apontado por RIBEIRO et al. (2013) a samambaia pode atuar negativamente sobre a riqueza e abundância de populações arbustivo-arbóreas prejudicando assim, o processo de sucessão ecológica natural nesses locais. Esse comprometimento ocorre porque os solos onde o *Pteridium* se estabelece, em geral, são mais ácidos (RIBEIRO et al., 2013) e estes são considerados pouco adequados para o estabelecimento de boa parte das espécies nativas (SILVA & MATOS, 2006). Outro aspecto importante é a espessa camada de serapilheira formada pela samambaia que podem limitar fisicamente a germinação, (p. ex interceptando sementes, e impedindo que estas atinjam o solo) e, ou reduzindo a radiação nos estratos inferiores (SILVA & MATOS, 2006; MATOS & BELINATO, 2010). Além disso, a espécie é amplamente conhecida na literatura por apresentar compostos alelopáticos que favorecem a sua dominância (MATOS & PIVELLO, 2009), em locais de relevo acidentado (ALONSO-AMELOT et al., 2007) como o Ambiente 3.

Quando observado a distribuição dos indivíduos ao longo dos grupos ecológicos observou-se que, de maneira generalizada, a categoria das pioneiras prevalece em todos os ambientes estudados (Figura 3A). No entanto, o mesmo padrão não é observado quando se considera a riqueza de espécies, já que o grupo das não pioneiras é superior, em todos os ambientes, ao das pioneiras (Figura 3A). Isso possivelmente é um reflexo da categoria não pioneira poder envolver vários outros grupos ecológicos não analisados no presente trabalho, assim como, ao fato de que mesmo existindo um considerável número de espécies que não pertencem às pioneiras, estas ainda encontram nestes ambientes condições propícias ao seu estabelecimento e desenvolvimento, uma vez que seus indivíduos estão dominando a área da mineração de outro.

Outra questão que se pode sugerir é que os ambientes estejam evoluindo no seu estágio sucessional, já que ocorre a predominância de espécies não pioneiras, no

entanto, estas espécies podem ainda não ter tido tempo e, ou condições ambientais suficientes para elevar o desenvolvimento de seus indivíduos, assim sendo, observa-se nas áreas a predominância de espécies não pioneiras e de indivíduos pioneiros, ou seja, uma fase intermediária entre estágio inicial de sucessão e um estágio mais avançado.



**FIGURA 3:** Porcentagem de indivíduos (Ni) e espécies (Sp.) para grupos ecológicos (A), hábitos (B) e guildas de dispersão (C) nos três ambientes em uma área degradada pela mineração de ouro, em Diamantina, MG. Onde= P= Pioneira, NP= Não pioneira; AB= Arbustiva; AR= Árvore; Ane= Anemocórica; Auto= Autocórica, Zoo= Zoocórica.

Já quando considera-se o teste de *qui*-quadrado são verificadas diferenças entre os valores observados e esperados apenas quando são comparadas todas as categorias analisadas no A1, assim como quando analisa-se individualmente a categoria NP nos três ambientes (Tabela 2). Estes dados indicam que os ambientes, apesar de distintos floristicamente e estruturalmente, em termos de estágio de sucessão encontram-se saindo do processo inicial e entrando em uma fase mais secundária com considerável destaque em termos de densidade para as espécies não pioneiras, especialmente em A1 já que foi observado neste ambiente valor amostrado superior ao esperado segundo o teste de *qui*-quadrado. Tal resultado reforça a hipótese levantada no paragrafo anterior sobre o atual estágio sucessional dos ambientes.

**TABELA 2-** Contingência cruzando a distribuição das frequências observadas e esperadas (entre parênteses) da vegetação arbóreo-arbustiva colonizadora em uma área degradada pela mineração de ouro, em Diamantina, MG, entre grupos ecológicos, hábito e guildas de dispersão.

	Ambientes			$\chi^2$	p
	A1	A2	A3		
<b>Grupos</b>					
NP	87	77	19	9,20	0,007
P	168	269	79	3,26	0,173
$\chi^2$	7,91	2,56	2,00		
p	0,004	0,097	0,126		
<b>Hábito</b>					
AB	80	180	45	15,41	0,001
AR	182	167	53	11,69	0,005
$\chi^2$	16,463	10,436	0,206		
p	0,001	0,001	0,579		
<b>Guildas de</b>					
Ane	116	250	50	20,15	<0.001
Auto	2 (1,48)	1 (1,96)	1 (0,55)	0,11	0,603
Zoo	144	96	47	28,08	<0.001
$\chi^2$	22,17	24,14	2,03		
p	<0.001	<0.001	0,261		

NP= Não pioneira; P= Pioneira; AB= Arbustiva; AR= Árvore; Ane= Anemocórica; Auto= Autocórica, Zoo= Zoocórica.

Quanto ao hábito (Figura 3B) observou-se que tanto para o número de indivíduos (Ni) como para a riqueza de espécies (Sp.) que houve um predomínio do hábito arbóreo para todos os ambientes estudados, salvo o A2 ao considerar Ni, uma vez que neste há mais indivíduos arbustivos que arbóreos (Figura 3B). Cabe a ressalva que em A1 a proporção entre Ni e Sp. é bastante equilibrada tanto quando são considerados o hábito arbóreo e o arbustivo, não sendo essa relação observada nos demais ambientes. Quando analisado o teste de *qui-quadrado*, foram observadas diferenças entre o hábito arbustivo e arbóreo entre os ambientes 1 e 2, assim como entre os três ambientes (Tabela 1). Estes dados mostram que as comunidades dos três ambientes são formadas distintamente em termos de hábito, sendo observada uma proporção maior de árvores em A1 e maiores arbustos em A2, já que nestes os valores são maiores que os esperados pelo teste de *qui-quadrado*. O que torna se mais um indício de que os ambientes estudados estão avançando na sucessão, sendo A1 aquele onde os eventos sucessionais estariam mais adiantados, corroborando assim o resultado apresentado pela análise dos grupos ecológicos.

Cabe ressaltar que a vegetação no entorno da área estudada é formada em boa parte de sua extensão por campo rupestre que é uma fitofisionomia que possui grande contribuição, tanto em termos florísticos como estruturais, do hábito arbustivo (VASCONCELOS, 2014), assim sendo, era esperado que nos ambientes estudados fosse encontrada forte presença deste hábito na amostragem, no entanto, ainda assim tal prerrogativa não foi claramente observada nos resultados.

Para a dispersão foi observado que a autocoria, para o número de indivíduos e espécies, nos três ambientes foi a guilda de menor representatividade (Figura 3C). Quando comparados os ambientes em separado, observou-se que em A1 tanto para Ni como para Sp. houve predomínio de zoocoria, já em A2 e A3 há maior porcentagem de indivíduos anemocóricos e de espécies zoocóricas. O teste de *qui-quadrado* mostrou que



quando analisadas todas as guildas em cada ambiente foram observadas diferenças entre estas em A1 e A2.

Já quando examinada separadamente cada guilda em todos os ambientes em conjunto, foram detectadas diferenças entre anemocoria e zoocoria, sendo a autocoria classificada igualmente em todos os ambientes. Estes dados revelam um padrão já amplamente detectado em ambientes tropicais quando se analisa a distribuição das guildas de dispersão em função da riqueza de espécies há predomínio da guilda zoocórica, já quando aborda a densidade de indivíduos prevalece a guilda anemocórica. Estes padrões podem ser, em parte, atribuídos às condições da área de estudo, que apresenta ambientes relativamente abertos em locais de elevada altitude e ocorrência de ventos favorecendo bastante a dispersão anemocórica (SILVA et al., 2012).

Esta dualidade entre alta densidade de anemocoria e elevada riqueza de zoocoria é um indicativo de que a área estaria saindo do processo inicial de sucessão para outro mais avançado, assim como detectado para as guildas de hábito e grupo ecológico. Isto porque, as primeiras espécies a se estabelecerem após um distúrbio são aquelas dispersadas pelo vento (RESENSBURGER et al., 2008), no entanto, com o passar do tempo as espécies anemocóricas tendem a ser substituídas por espécies zoocóricas (TABARELLI & MANTOVANI, 1999), aumentando a complexidade florístico-estrutural, bem como as interações ecológicas com outros organismos.

O predomínio de espécies zoocóricas tem grande importância, em ambientes com indícios de forte degradação como os estudados, pois a entrada de propágulos zoocóricos está ligada diretamente à fauna. Desta forma, espécies vegetais zoocóricas influenciam a distribuição de espécies frugívoras numa comunidade, regulando até mesmo a abundância (LOISELLE & BLAKE, 2002). Assim sendo, a presença de fauna só tende a facilitar o processo de recolonização do local.

De maneira geral, ao analisar as guildas de dispersão, os grupos ecológicos, assim como o hábito das espécies da comunidade estudada é possível inferir que na área estudada está ocorrendo o processo de facilitação (CONNELL & SLATYER, 1977), onde as espécies pioneiras estão começando a ser substituídas por espécies em estágio mais avançado de sucessão ecológica, sendo que este processo é mais facilmente observado em A1.

Nos três ambientes o índice de diversidade de Shannon foi de  $H' = 3,13$  e o de Pielou foi de  $J' = 0,72$  (Tabela 2). O ambiente mais diverso foi A1, seguido de A2 e A3 (Tabela 2). Mesmo abordando separadamente os índices de cada ambiente este pode ser classificado como alto, uma vez que foi superior ao encontrado por AMARAL & PEREIRA (2006) em um cerrado rupestre em Brasília, e em outras áreas degradadas por mineração de caulim (ARAÚJO et al., 2006) e bauxita (NAPPO et al., 2000) quando os índices obtidos foram de 3,09, 2,75 e 2,85, respectivamente.

A alta diversidade observada está relacionada a heterogeneidade ambiental já comentada anteriormente, pois as variações de umidade, relevo, rochiosidade, além dos diferentes entornos dos ambientes, contribui para a maior riqueza encontrada neste estudo. Assim sendo, esta alta diversidade está relacionada a elevada riqueza de espécies associadas a boa distribuição dos indivíduos nas espécies, o que se refletiu em alto índice de equabilidade.

Para o Ambiente 1 as cinco espécies de maior valor de importância corresponderam por cerca de 60% dos indivíduos amostrados, 56,3% da dominância e 48,4% do valor de importância. As cinco espécies com os maiores VI, neste ambiente foram: *Eremanthus incanus* (67 indivíduos), *Coccoloba brasiliensis* (41), *Roupala montana* (19), *Diplostropis ferruginea* (14) e *Guapira opposita* (16). Já no Ambiente 2, as cinco espécies de maior valor de importância corresponderam por cerca de 66,3% dos indivíduos amostrados, 73,8% da dominância e 58,3% do valor de importância. As cinco

espécies com os maiores VI, neste ambiente foram: *Trembleya parviflora* (55 indivíduos), *Trembleya laniflora* (71), *E. incanus* (50), *Tibouchina candolleana* (30) e *Roupala montana* (24).

Cabe ressaltar que *T. parviflora* ocorreu somente no centro da lavra, demonstrando adaptação a locais mais úmidos. Enquanto que para o Ambiente 3, as cinco espécies de maior valor de importância corresponderam a cerca de 71,4% dos indivíduos amostrados, 70,5% da dominância e 62,3% do valor de importância. As cinco espécies com os maiores VI, neste ambiente foram: *T. laniflora* (27), *Myrsine coriacea* (23), *E. incanus* (8), *Lavoisiera montana* (6) e *C. brasiliensis* (6).

A espécie *E. incanus* apresentou-se como um dos cinco maiores valores de importância em todos os ambientes estudados, o que demonstra a sua importância na área em questão e conseqüentemente a relevância que a mesma pode apresentar em programas de recuperação em ambientes com as características da área estudada. Padrão semelhante é apresentado pelas espécies, *T. laniflora* e *C. brasiliensis* que estiveram presentes com elevados valores de importância em A2 e A3 e que devido ao seu caráter pioneiro e colonizador de *habitats* degradados também apresentam elevado potencial para serem utilizadas em projetos de restauração.

A utilização destas espécies em plantios de recuperação de áreas antropizadas, em áreas de mineração, já vem sendo amplamente difundida na literatura especializada e isso deve ao fato destas, e outras espécies amostradas como *Tibouchina candolleana*, *Lychnophora pohlii*, *Baccharis brachylaenoides* apresentarem espécies com adaptações especiais para sobreviver em condições adversas, com baixo teor de umidade e altas temperaturas (HERMANT et al., 2013). Assim sendo, as espécies que conseguem colonizar e se estabelecerem em áreas degradadas com extrema deficiência nutricional, física e biológica, como os encontrados na área do presente estudo, devem ser usadas nos programas de recuperação de áreas degradadas em sua região de ocorrência.

## CONCLUSÕES

As espécies *Eremanthus incanus*, *Coccoloba brasiliensis* e *Trembleya laniflora* apresentaram maiores VI (valor de importância) em todos os ambientes, e por esta razão, devem ser priorizadas em programas de recuperação em minerações de ouro.

## REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, L.B.; AQUINO, F.G.; COSTA, L.C.; MIRANDA, Z.J.G.; SOUSA, S.R. Espécies de Melastomataceae Juss. com potencial para restauração ecológica de mata ripária no cerrado. **Polibotânica**, n.35, 1-19, 2013.

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

AMARAL, W.G. **Caracterização de áreas em Diamantina (MG) sob diferentes tipos de degradação: substrato, dinâmica da vegetação e paisagem**. Dissertação (Dissertação em Engenharia Florestal)- UFVJM. Diamantina, p.94. 2012.

AMARAL, W.G.; PEREIRA, I.M.; AMARAL, C. S. ; MACHADO, E.L.M.; RABELO, L.D.O. Dinâmica da flora arbustivo-arbórea colonizadora em uma área degradada pela extração de ouro em Diamantina, MG. **Ciência Florestal**, v. 23, p. 715, 2013.

AMARAL, A. G.; PEREIRA, F. F. O.; MUNHOZ, C. B. R. Fitossociologia de uma área de

Cerrado Rupestre na fazenda Sucupira, Brasília-DF. **Cerne**, v.12, n.4, p.350-359, 2006.

APG III. Angiosperm Phylogeny Group. An update of the angiosperm phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants: APGIII. **Botanical Journal of the Linnean Society**, 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-árborea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, Brás Pires, MG. **Revista Árvore**, v.30, n.1, p.107-116, 2006.

CARDOSO, E.; MORENO, M. I. C.; BRUNA, E. M.; VASCONCELOS, H. L. Mudanças fitofisionômicas no Cerrado: 18 anos de sucessão ecológica na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia, MG. **Caminhos da Geografia**, v.10, n.2, p.254-268, 2009.

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

CORREIA, R. S.; MÉLO-FILHO, B. Levantamento florístico do estrato lenhoso das áreas mineradas no Distrito Federal. **Revista Árvore**, v.31, n.6, p.1099-1108, 2007.

COSTA, W.R.; GOMES JÚNIOR, J.A.; NETO, R.S.; FREITAS, M.T. Levantamento florístico de área de extração de calcário na cidade de Uberaba/MG, Brasil. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental** Santa Maria, v. 19, n. 2, p. 964-971, 2015.

FERNANDES, P. A.; PESSÔA, V. L. S. O Cerrado e suas atividades impactantes: uma leitura sobre o garimpo, a mineração e a agricultura mecanizada. Observatorium: **Revista Eletrônica de Geografia**, v.3, n.7, p. 19-37, 2011.

FERREIRA, W. C.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C.; FARIA, J. M. R.; FERREIRA, D. F. Regeneração natural como indicador de recuperação de área degradada a jusante da usina hidrelétrica de Camargos, MG. **Revista Árvore**, v.34, n.4, 2010.

FONSECA, M. S.; SILVA-JÚNIOR, M. C. Fitossociologia e similaridade florística entre trechos de Cerrado sentido restrito em interflúvio e em vale no Jardim Botânico de Brasília, DF. **Acta Botanica Brasilica**, v.18, n.1, p.19-29, 2004.

GIULIETTI, N.; GIULIETTI, A. M.; PIRANI, J. R.; MENEZES, N. L. Estudos de Sempre-Vivas: importância econômica do extrativismo em Minas Gerais, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.1, n.2, p.179-192, 1988.

GONZAGA, A. P. D.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; MACHADO, E. L. M.; HARGREAVES, P.; MACHADO, J. N. M. Diagnóstico florístico-estrutural do componente arbóreo da floresta da Serra de São José, Tiradentes, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n.2, p. 505-520, 2008.

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

HERMANT M., PRINZING A., VERNON P., CONVEY P. & HENNING F. Endemic species  
**AGRARIAN ACADEMY**, Centro Científico Conhecer - Goiânia, v.4, n.7; p.460 2017

have highly integrated phenotypes, environmental distributions and phenotype–environment relationships. **Journal of Biogeography**, v.40, 1583-1594, 2013.

JESUS, C.V.A.; ALENCAR, M.A.; MIGUEL, S.A.; SOUZA, L.C.D.; Recuperação de área degradada: caracterização, métodos e controle. **Revista Conexão Eletrônica**, v.14, n.1, 2017.

LOISELLE, B. A.; BLAKE, J. G. IN: LEVEY, D. et al. (Ed.). Frugivory and seed dispersal: Perspectives of biodiversity and conservation. Cambridge: **CAB International Press**, 2002. p. 397-405.

MATOS, D. M. S.; BELINATO, T. A. Interference of *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon. (Dennstaedtiaceae) on the establishment of rainforest trees. **Brazilian Journal of Biology**, v.70, n.2, p.311-316, 2010.

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

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. Aims and methods of vegetation ecology. New Jersey: **The Blackburn Press**, 2002. 547p.

NERI, A. V.; MEIRA-NETO, J. A. A.; SILVA, A. F.; MARTINS, S. V.; BATISTA, M. L. 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**, v.31, n.1 p.123-134, 2007.

NEVES, S. C; ABREU, P. A. A, FRAGA, L. M. S. FISIOGRAFIA. In: Silva, A.C.; Pedreira, L. C. V. S. F; Abreu, P. A. A (Eds). **Serra do Espinhaço Meridional: Paisagens e Ambientes**. Belo Horizonte: O Lutador; p. 47-58.2005.

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

PAPARELLI, A.; HENKES, J.A. Devastação da cobertura vegetal nativa no bioma cerrado do distrito federal caracterizando a extinção de espécies da flora. **Revista da Gestão da Sustentabilidade Ambiental**, v.1, n.2, p.241-256, 2013.

PEREIRA, I. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T ; BOTELHO, S.A.; CARVALHO, W.A.C.; FONTES, M.A.L.; SCHIAVINI, I.; SILVA, A.F.DA. Composição florística do compartimento arbóreo de cinco remanescentes florestais do maciço do Itatiaia, Minas Gerais e Rio de Janeiro. **Rodriguesia**, Rio de Janeiro, v. 57, n.1, p. 103-126, 2006.

RESENSBURGER, B; COMIN, J. J.; AUMOND, J. J. Integração de técnicas de solo, plantas e animais para recuperar áreas degradadas. **Ciência Rural**, v.38, n.6, p.1773-1776, 2008.

RIBEIRO, S. C.; BOTELHO, S. A.; FONTES, M. A. L.; GARCIA, P. O.; ALMEIDA, H. S. Regeneração natural em áreas desmatadas e dominadas por *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn na Serra da Mantiqueira. **Cerne**, v.19, n.1, p.65-76, 2013.

SILVA, R. K S.; FELICIANO, A. L. P.; MARANGON, L. C.; LIMA, R. B. A.; SANTOS, W. B. Estrutura e síndromes de dispersão de espécies arbóreas em um trecho de mata ciliar, Sirinhaém, Pernambuco, Brasil. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v.32, n.69, p.1-11, 2012.

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

Spurr, S. H; Barnes, B. V. **Forest ecology**. New York: The Ronald Press. 1973. 571p.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo - Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v.59, n.2, p.239-251, 1999.

VASCONCELOS, V.V. Campos de altitude, campos rupestres e aplicação da lei da Mata Atlântica: estudo prospectivo para o estado de Minas Gerais. **Bol. geogr.**, v. 32, n. 2, p. 110-133, 2014.

VIEIRA, J. P. G.; SOUZA, M. J. H.; TEIXEIRA, J. M.; CARVALHO, F. P. Estudo da precipitação mensal durante a estação chuvosa em Diamantina, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.7,p.762-767,2010.