**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

Restauração florestal de áreas mineradas de bauxita: é necessário o uso de gramíneas exóticas para o recobrimento inicial do solo?

Vanessa de Souza Moreno

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências. Programa: Recursos Florestais
Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2015**

Vanessa de Souza Moreno
Licenciada e Bacharel em Ciências Biológicas

Restauração florestal de áreas mineradas de bauxita: é necessário o uso de gramíneas exóticas para o recobrimento inicial do solo?

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **PEDRO HENRIQUE SANTIN BRANCALION**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências. Programa: Recursos Florestais
Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2015

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - DIBD/ESALQ/USP

Moreno, Vanessa de Souza

Restauração florestal de áreas mineradas de bauxita: é necessário o uso de gramíneas exóticas para o recobrimento inicial do solo? / Vanessa de Souza Moreno. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2015.
70 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Mineração 2. Restauração 3. Floresta 4. Trajetória ecológica I. Título

CDD 634.94
M324r

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

À todos que contribuíram para a conclusão dessa pesquisa, especialmente aos meus pais que sempre apoiaram na realização de meus sonhos.

AGRADECIMENTOS

- À Deus pela existência e por todas as dádivas a mim concedidas (família, saúde e proteção);
- Aos meus pais, Sirlei e João e meus irmãos, Jean e Julio, que sempre me apoiaram e ajudaram em todos os meus sonhos e desafios;
- Aos meus amigos que em todos os momentos, ruins e bons, estão sempre dispostos a ajudar, escutar, entender e acima de tudo me fazer sorrir;
- Ao meu orientador, Pedro Henrique Santin Brancalion, pela confiança e paciência, pelos ensinamentos e pela disposição constante em ensinar, especialmente, pelo exemplo inspirador de ser humano, de pesquisados e orientador;
- À minha amiga e parceira de projeto, Denise Terezinha Bizuti, por toda ajuda, paciência, ensinamentos, conselhos pessoais e profissionais, risadas e, especialmente, pela parceria carinhosa e acolhedora, meio mãezona, sem a qual essa “empreitada” teria sido mais difícil;
- À Natalie Tostes de Souza, que participou poucos meses do projeto, mas deixou lembranças e boas energias que persistiram e nos acompanharam até o final das atividades, seu carisma e carinho alegraram meu coração em momentos difíceis;
- Aos funcionários da ALCOA S/A, principalmente, Paula, Sr. Zanata, Sr. Carlos, Sr. João, Batoré, Carlinhos e Júlio, sem os quais seria impossível realizar esse trabalho, além da ajuda imprescindível no trabalho, foram excepcionais na simpatia, receptividade e hospitalidade; agradeço especialmente ao Sr. Dito, que esteve comigo na maior parte do tempo, ensinando, ajudando e sendo um exemplo vivo de humildade, respeito e bondade;
- Ao amigo e botânico Marcelo A. de Pinho Ferreira, pela ajuda imprescindível nas identificações, pelos ensinamentos e, principalmente, pela amizade nos momentos bons e ruins;
- Ao amigo e taxonomista Thiago Bevilacqua Flores (Ibiscú), pelas identificações e ajuda em todos os momentos, especialmente, pelas conversas, conselhos e discussões;
- À amiga Rafaela Pereira Naves pela ajuda em vários momentos, sempre muito calma, atenciosa e super didática;
- Ao Prof. Dr. Vinicius Castro Souza e a todos os colegas, amigos e taxonomistas do herbário ESA pelo caloroso acolhimento nesse local literalmente frio, especialmente, Gabriel D. Colleta (Gary), Carolina D. Feliciano (Carol), Rubens L. G. Coelho (Rubinho), Gerson O. Romão e Juliana R. K. G. de França (Jú), pelas identificações e ensinamentos botânicos;

- Aos especialistas botânicos e taxonomistas, Marcos E. G. Sobral, João B. Baitello, Marcelo M. Egea, Fiorella F. M. Capelo, João L. M. Aranha Filho, Milton Groppo, Gustavo Shimizu e Fabrício S. Meyer pelas identificações botânicas;
- Ao engenheiro agrônomo Marcelo C. Alves, que foi imprescindível à finalização dessa pesquisa, ajudando nas análises estatísticas, sempre muito paciente e atencioso;
- Às “meninas de casa” (Camila Luvezuti, Mariana Cerca, Angela Missura, Maridélia R. Gonzaga, Mariana L. Bettinardi, Vivian M. F. N. Vilela, Ana Flávia Boeni, Carina C. Silva e Julia R.S.A. Manguera) pela convivência harmoniosa e tranquila, pelos conselhos e ajuda na vida pessoal e profissional;
- À todos os colegas e funcionários do LERF, LASTROP por toda a ajuda nos detalhes, nas dúvidas e nas dificuldades que tornaram minha caminhada mais fácil e feliz;
- À todos que ajudaram nas atividades de campo, não citarei nomes por medo de esquecer algum, mas com certeza sou muito grata;
- Ao IPT (Instituto de Pesquisas Tecnológicas) e aos integrantes do projeto “Recuperação de áreas degradadas de mineração associando técnicas de bioengenharia de solos com geração e manutenção de serviços ambientais” (Processo 2010/51233-7, Parceria para Inovação Tecnológica – PITE) pelo convite de participação e pela bolsa concedida a partir dele, especialmente a minha parceira Mariana Hortelani Carneseca Longo, pela amizade e por todo apoio na realização dessa parceria, por esclarecer dúvidas intermináveis, sempre muito atenciosa e prestativa;
- À FAPESP pela bolsa concedida;
- À Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, pelo acolhimento e apoio em todos os momentos do mestrado;
- À equipe do Programa de Pós-graduação, especialmente à Giovana Oliveira, por todos os esclarecimentos e por sua atenção e simpatia;
- À ALCOA S/A por disponibilizar as áreas de estudo e por toda a assistência à execução do trabalho;
- Ao Jardim Botânico de Poços de Caldas por disponibilizar sua estrutura para nossa hospedagem e uso sempre que requisitado, especialmente ao João Paulo por toda atenção e ajuda;
- À todos os professores que dedicaram seu tempo a me ensinar, especialmente ao Prof. Dr. Sergius, que me socorreu diversas vezes, sempre muito paciente e atencioso.

Obrigada!

SUMÁRIO

RESUMO	9
ABSTRACT	11
1 INTRODUÇÃO	13
2 MATERIAL E MÉTODOS	17
2.1 Áreas de estudo	17
2.2 Coleta de dados	20
2.2.1 Avaliação da estrutura.....	21
2.2.2 Avaliação da composição.....	21
2.2.3 Similaridade florística	22
2.3 Análise dos dados	22
3 RESULTADOS	23
3.1 Dados coletados.....	23
3.2 Comparação entre os métodos de restauração e as florestas nativas.....	32
3.2.1 Estrutura	32
3.2.2 Composição.....	34
3.3 Tendências ecológicas ao longo do tempo	38
4 DISCUSSÃO.....	47
5 CONCLUSÕES.....	51
REFERÊNCIAS	53
ANEXO	61

RESUMO

Restauração florestal de áreas mineradas de bauxita: é necessário o uso de gramíneas exóticas para o recobrimento inicial do solo?

A mineração modifica profundamente os ecossistemas naturais e, embora a recuperação dessas áreas seja exigida pela legislação, trata-se ainda de um grande desafio técnico. Geralmente, as estratégias de recuperação envolvem a distribuição de solo florestal superficial, a semeadura de gramíneas exóticas para cobrir o solo, chamada de “tapete verde”, e o plantio de mudas de árvores exóticas e/ou nativas. No entanto, a semeadura de gramíneas exóticas pode restringir a regeneração de espécies nativas, sendo a avaliação da sua viabilidade ecológica necessária para determinar sua real necessidade. Nesse contexto, o objetivo desse trabalho foi avaliar se é necessário o uso de gramíneas exóticas para o recobrimento inicial do solo na recuperação de florestas tropicais em áreas de mineração de bauxita, bem como se a trajetória ecológica gerada apresenta potencial de retorno às condições pré-distúrbio. Sendo assim, utilizamos um estudo de caso de recuperação de minas de exploração de bauxita na Mata Atlântica do Brasil na região de Poços de Caldas-MG, na qual foram comparadas cronosssequências de dois métodos de restauração de minas de bauxita – restauração florestal sem tapete verde (Rs) e restauração florestal com tapete verde (Rc) – tendo-se trechos de floresta nativa como ecossistema de referência. Foram avaliados dados de estrutura (cobertura de gramínea, cobertura de dossel, área basal, densidade de indivíduos com $DAP \geq 1$ cm e altura ≥ 130 cm - classe 1 - e densidade de indivíduos com $DAP < 1$ cm e altura ≥ 50 cm - classe 2) e composição (riqueza, diversidade, equabilidade, riqueza e porcentagem de espécies por síndrome de dispersão). A definição da trajetória ecológica foi realizada por meio de regressões lineares. O método de restauração florestal sem tapete verde alcançou resultados superiores ao método Rc em parâmetros importantes para o estabelecimento da floresta, como cobertura de gramíneas, cobertura de dossel, riqueza e diversidade da classe 1. O método Rs também teve resultados semelhantes à Rc em vários parâmetros, apesar da idade inferior. Os dois métodos apresentaram tendências de evolução em direção aos parâmetros do ecossistema de referência, porém o método Rs, se mantiver a trajetória atual, pode alcançá-los mais rapidamente, o que reduz gastos com manutenção e manejo. Tais evidências mostram que o uso de gramíneas exóticas para recobrimento inicial de áreas mineradas não é necessário em projetos que visem à restauração florestal de áreas de mineração, pois essas prejudicam o restabelecimento da dinâmica florestal. Adicionalmente, mostrou-se ser possível recuperar áreas mineradas de bauxita com metas ecológicas mais ambiciosas, que visem o retorno de condições similares às existentes pré-distúrbio.

Palavras-chave: Mineração; Restauração; Floresta; Trajetória ecológica

ABSTRACT

Forest restoration of mined bauxite areas: it is necessary the use of exotic grasses for initial soil cover?

Mining profoundly alters natural ecosystems and, although the recovery of these areas is required by law, it is still a major technical challenge. Generally, recovery strategies involve the distribution of surface forest soil, planting of exotic grasses to cover the ground and the planting of exotic and/or native trees. However, the sowing of exotic grasses may restrict native species regeneration, therefore, context specific diagnosis must be carried out to determine the actual need of using such technique. In this context, the aim of this study was to evaluate whether the use of exotic grasses for initial soil covering in the recovery of tropical forests in areas of bauxite mining is necessary, as well as if the restored community has potential to return to the pre-disturbance conditions. Therefore, we use a case study of recovery of bauxite exploration in the Atlantic Forest region of Brazil in Pocos de Caldas, Minas Gerais, where chronosequences of two methods of restoration of bauxite mines were compared - restoration without exotic grasses (Rs) and forest restoration with exotic grasses (Rc) - taking up stretches of native forest ecosystem as a reference. We collected data on tree community structure (grass cover, canopy cover, basal area, and density of individuals $CBH \geq 3.1$ cm and height ≥ 130 cm (1 class) and density of individuals $DAP < 3.1$ cm and height ≥ 50 cm (class 2) and composition (richness, diversity, evenness and richness and percentage of species by dispersion syndrome). The successional path was analyzed by linear regression. In class 1, the method of forest restoration without exotic grasses (Rs) achieved better results than Rc in key parameters for forest establishment, such as exotic grass cover, canopy cover, richness and diversity. The Rs method also had similar results to Rc in several parameters, despite being represented by younger communities. Both methods showed trends toward the parameters values found in reference ecosystem, but Rs method, if it remain the current way, can reach these values more quickly, which reduces maintenance costs and management. Such evidence shows that the use of exotic grasses for initial covering of mined areas is not necessary in projects aimed at forest restoration of mining areas, as these hinder the restoration of forest dynamics. Additionally, we proved to be possible to recover the bauxite mined areas with more ambitious ecological goals, aiming at the return of pre-disturbance conditions.

Keywords: Mining; Restoration; Forest; Ecological trajectory

1 INTRODUÇÃO

A mineração é uma atividade que geralmente não ocorre em grandes extensões de área, comparando-se com outros agentes impactantes como a agricultura, pecuária, construção de hidroelétricas e projetos de infraestrutura de transportes (PARROTA; KNOWLES, 2001; SPAROVECK et.al., 2012; HOW, 2014). Porém, dentre as atividades antrópicas que interferem no meio ambiente, é uma das que causa maior impacto nos ecossistemas (SENGUPTA, 1993). Em geral, as minerações envolvem supressão da vegetação nativa, alteração de superfície topográfica da paisagem, perda ou degradação das camadas superficiais do solo, desestabilização de encostas e terrenos em geral, alterações em corpos d'água e níveis do lençol freático, erosão e assoreamento (KOPEZINSKI, 2000). Durante o processo de lavra a camada superficial original do solo (*topsoil*) é retirada juntamente com a cobertura vegetal (LONGO; RIBEIRO; MELO, 2005; BRADY; NOSKKE, 2010). A supressão da vegetação inviabiliza o aporte de nutrientes via deposição da serapilheira, restringindo a formação da camada orgânica do solo. A ausência dessa camada modifica as características químicas, físicas e biológicas do solo, que também são afetadas pela degradação (SIQUEIRA et al., 2008). Nesse processo o solo pode sofrer déficits de até 99% nos teores de matéria orgânica (MO), nitrogênio total, biomassa microbiana e atividade enzimática (MOREIRA, 2004). Essas alterações, com frequência, resultam em um ecossistema com ausência de resiliência e resistência, ou com um substrato cujas condições são desfavoráveis ao estabelecimento e crescimento de plantas (DIAS, 1998; DIAS et. al., 2007).

Apesar desses impactos a demanda por minérios no mundo tende a aumentar. Após a crise no final de 2008, países emergentes como China, Índia e Brasil retomaram suas trajetórias de crescimento econômico, fazendo com que a demanda por produtos minerais se mantenha elevada por alguns anos (SCLIAR, 2010). Dados recentes demonstram que no primeiro semestre de 2014 o desempenho do setor mineral brasileiro foi positivo, apesar do cenário mundial ter mostrado uma diminuição do crescimento da demanda por *commodities* minerais (INFORME, 2014). Além disso, a mineração é uma atividade essencial ao desenvolvimento do país, sendo responsável por 1,1% do PIB nacional em 2013 e por 23 % do valor total das exportações brasileiras (ICMM, 2013).

O processo de extração e processamento de minérios provoca diferentes níveis e tipos de degradação, exigindo que ações de recuperação ambiental tenham planejamento prévio, que deve determinar qual será o propósito da recuperação da área e decidir qual será a forma

de uso esperada para tal área. Os impactos provocados dependem do tipo de mineral que será extraído e de fatores como condições geológicas da jazida, composição e profundidade do depósito, tipo de vegetação, tipo de solo e proximidade com corpos hídricos (PAYÁ, 1995), sendo a estratégia de recuperação condicionada às essas características. Embora existam leis que garantem a mitigação desses impactos (BRASIL, 1981, 1988, 1989a, 1989b, 2001), poucas definem níveis mínimos de recuperação para cada situação degradada, acarretando perdas em qualidade ambiental. Além da legislação, o setor também enfrenta fortes pressões oriundas das normas ditadas pela International Organization for Standardization (ISO) (GRIFFITH et al., 1996) e por isso precisa amenizar seu débito ambiental.

Na mineração de bauxita, em particular, as minas têm sido recuperadas prioritariamente com programas de revegetação ou de reabilitação (MAJER, 1992; GAUNT; BLISS, 1993; MAJER, 1996; MOREIRA, 2004; NAPPO et. al., 2004; ALMEIDA et.al, 2005; CARNEIRO et. al, 2008). A revegetação busca restabelecer a cobertura vegetal de qualquer natureza (independente de origem, forma de vida ou número de espécies) em terreno exposto, enquanto que a reabilitação, em sentido amplo, procura melhorar as funções do ecossistema sem, necessariamente, retornar a condições pré-distúrbios (ARONSON et al., 2011). Nessa perspectiva, muitos desses programas buscavam apenas restabelecer rapidamente a cobertura do solo, para controlar a erosão e para atender aspectos estéticos, utilizando para isso a semeadura em área total de espécies de gramíneas exóticas (técnica denominada de “tapete verde”) e/ou poucas espécies adaptadas às condições adversas do meio, muitas vezes espécies arbóreas nativas e/ou exóticas (MAJER, 1992; GAUNT; BLISS, 1993; MAJER, 1996; MOREIRA, 2004; NAPPO et. al., 2004; ALMEIDA et.al, 2005; CARNEIRO et. al, 2008). O uso do tapete verde é uma estratégia comumente usada para estabilização de taludes e controle de processos erosivos (MORGAN; TADESSE, 1995; GRACE III, 2000; CAO, et.al., 2006; HOLANDA; ROCHA; OLIVEIRA, 2008), inclusive em áreas de mineração (GRIFFITH, 1980; CARNEIRO et.al., 2008), porém essas herbáceas podem competir com os indivíduos regenerantes, dificultando o restabelecimento da regeneração natural (ORTEGA-PIECK et. al, 2011; THAXTON et. al., 2012).

A partir dos anos 80, esses programas passaram a buscar, além da recuperação da cobertura, um incremento da biodiversidade (SALOMÃO; ROSA; MORAES, 2007). De forma geral, passou-se a buscar a restauração florestal dessas áreas, a qual visa iniciar ou acelerar a recuperação do ecossistema, suprindo-o com recursos bióticos suficientes para que ele consiga continuar seu desenvolvimento e sustentar-se sozinho estrutural e funcionalmente (ARONSON et al., 2011; CLEWELL et. al., 2014). Apesar dessa mudança, ainda são

escassos trabalhos que envolvem reflorestamentos usando apenas espécies nativas e que busquem a restauração florestal, como meta principal, em áreas de mineração (PARROTA; KNOWLES; WUNDERLE, 1997; MOREIRA, 2004). Mesmo nessa perspectiva muitos projetos ainda utilizam no Brasil espécies exóticas, como gramíneas forrageiras africana, para objetivos específicos como recobrimento rápido do solo, o que pode contrastar com os objetivos da restauração florestal. Outra estratégia comumente usada na recuperação de áreas degradadas por mineração envolve o uso do *topsoil* obtido de florestas nativas que foram desmatadas para o estabelecimento de minas. Estudos recentes têm demonstrado que o uso do *topsoil* pode promover melhorias nos atributos do solo, na produtividade e na diversidade vegetal (LYNCH, 2004; MOREIRA, 2004; PARROTA; KNOWLES, 2008; SANTOS, 2010; REZENDE; DIAS, 2011; DIAS; ASSIS, 2011). O *topsoil* fornece um substrato de fertilidade elevada e melhora a estrutura do solo, além de ser composto por um material orgânico que serve como uma importante fonte de sementes, materiais de reprodução vegetativa, micro, meso e macrofauna (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004; JAKOVAC, 2007). Sua utilização viabiliza o desenvolvimento inicial da floresta secundária e cria condições favoráveis para que espécies mais tardias da sucessão florestal recolonizem a área posteriormente. Essa técnica supera os resultados de estrutura e composição florestal obtidos em procedimentos de reabilitação (JAKOVAC, 2007; PARROTA; KNOWLES, 2008). Estratégias de restauração florestal com o uso de *topsoil* são promissoras, mas pouco se sabe sobre seu potencial prático e efetividade ecológica ao longo do tempo. Além disso, essa estratégia tem sido usada conjuntamente com o uso tapete verde, o que pode ser prejudicial aos objetivos da restauração, sendo necessário estudos que avaliem a necessidade dessa prática.

Embora essas novas abordagens de recuperação apresentem vantagens evidentes sobre as metodologias do passado, a pressão por minérios pode se sobrepor aos cuidados necessários para que áreas mineradas sejam devidamente recuperadas, sendo essencial estudos que demonstrem a viabilidade técnica dessas estratégias. Conduzir estudos que avaliem a trajetória ecológica dessas áreas, através da análise de parâmetros de estrutura e composição florestal, é um meio para mostrar essa viabilidade, além de indicar se os métodos empregados são efetivos e necessários para os objetivos propostos. Além disso, a trajetória ecológica pode indicar que tipo de ecossistema a área restaurada tende a formar. É comum em projetos de restauração florestal intenções de retornar áreas degradadas a um estado ecológico similar ao que existia antes da degradação, perturbação ou destruição do ecossistema (JACKSON; HOBBS, 2009; CLEWELL et. al., 2014). Porém, dependendo da extensão das mudanças abióticas e bióticas ou combinações entre elas, essas áreas podem formar sistemas de

configurações diferentes, sendo intitulados “ecossistemas híbridos”, quando ainda contêm características originais e elementos novos, ou neoecossistemas, quando são compostos por diferentes espécies, interações e funções (HOBBS et al., 2009). O conhecimento desses fatores pode redirecionar os objetivos da recuperação dessas áreas, tornando-os mais efetivos e menos dispendiosos, e permitir que se estabeleçam níveis de exigência de qualidade de recuperação que reduzam o débito ambiental deixado após a intensa degradação inerente à exploração de minérios.

Nesse contexto, o objetivo desse trabalho foi avaliar se é necessário o uso de gramíneas exóticas para o recobrimento inicial do solo na restauração florestal de áreas mineradas de bauxita. Adicionalmente, foi avaliado se as áreas mineradas em restauração florestal apresentam potencial de retorno as condições pré-distúrbio ou se tendem a formar neoecossistemas. Para isso utilizamos um estudo de caso de recuperação de minas de exploração de bauxita na Mata Atlântica do Brasil para testar as seguintes hipóteses:

1. Os parâmetros de estrutura e composição das comunidades florestais reestabelecidas em áreas mineradas de bauxita por meio de métodos de restauração florestal sem tapete verde são mais favoráveis aos objetivos da restauração florestal do que os obtidos por métodos de restauração florestal com tapete verde;
2. A trajetória ecológica de comunidades florestais reestabelecidas em áreas mineradas de bauxita por meio de métodos de restauração florestal sem tapete verde apresenta tendência de retorno a condições históricas de estrutura e composição em relação a ecossistemas de referência, ao passo que a trajetória de restauração com tapete verde tende a formar ecossistemas híbridos ou neoecossistemas.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Áreas de estudo

A pesquisa foi realizada no município de Poços de Caldas – MG (Figura 1) que ocupa um extenso planalto, entre as coordenadas de 21°55'26" S e 46°33'09" W. Segundo classificação de Köppen o clima da região é do tipo Cwb, subtropical úmido com inverso seco e verão temperado, sendo a precipitação total anual 1.603 mm. A temperatura média anual corresponde a aproximadamente 16°C, sendo a média do mês mais frio 13,3°C e a média do mês mais quente 18,9°C (ALVARES et. al., 2013). As áreas encontram-se no bioma Mata Atlântica (IBGE, 2014), sendo os remanescentes naturais classificados como Floresta Estacional Semidecidual Montana (DRUMMOND, 2009). As áreas de estudo estão distribuídas sob dois tipos de solos, Cambissolo Háplico e Latosso Vermelho, sendo predominante o primeiro (IBGE, 2014). O município é composto por extensos depósitos de bauxita formados a partir do intenso intemperismo sobre rochas alcalinas. Esses depósitos correspondiam a 2/3 da produção nacional em 1970, sendo sua distribuição controlada pelo relevo. As jazidas são encontradas, preferencialmente, nos topos das elevações e nas meias-encostas em depósitos superficiais, descontínuos e de formatos irregulares (CAVALCANTE et al., 1979).

O estudo foi conduzido em duas localidades: Fazenda Córrego do Meio e Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) do Retiro Branco, ambas em concessão à ALCOA S/A e submetidas à exploração de bauxita (distantes uma da outra aproximadamente 3 km em linha reta). Foram avaliados dois modelos de recuperação de minas de bauxita – restauração florestal sem tapete verde (Rs) e restauração florestal com tapete verde (Rc) - e florestas naturais (Fn), consideradas ecossistemas de referência.

Figura 1 - Localização do município de Poços de Caldas – MG.

As áreas definidas como de "restauração florestal sem tapete verde" (Figura 2) receberam o seguinte tratamento: 1) aplicação de técnicas de engenharia ecológica para o condicionamento do relevo, restabelecimento da drenagem superficial e conservação do solo; 2) distribuição de uma camada de 30 cm de *topsoil* (serapilheira e horizonte O do solo de floresta nativa) obtido após a supressão da vegetação nativa da área para a mineração de bauxita; 3) plantio de mudas de espécies nativas em espaçamento 1,5 x 1,5m; e 4) adubações de cobertura e controle de gramíneas competidoras sempre que necessário (Figura 2). Já as áreas definidas como de "restauração florestal com tapete verde" foram implantadas de forma similar, com a diferença de ter sido realizada a semeadura de gramíneas exóticas forrageiras, como o capim braquiária (*Brachiaria decumbens*) e o capim-gordura (*Melinis minutiflora*), do espaçamento de plantio de mudas de espécies ser mais amplo (3 x 2 m) e de não ter sido realizado o controle de gramíneas competidoras (Figura 2). Houve grande dificuldade na escolha dessas áreas, devido à disponibilidade de áreas mais antigas, à heterogeneidade encontrada nos plantios e às poucas informações sobre os métodos. Não foi possível encontrar áreas em cronossequências iguais às áreas do método de restauração sem tapete verde, em nenhuma das localidades, sendo assim optou-se pela escolha de áreas recuperadas com o mesmo método de recuperação e com informações consistentes. Já as áreas de florestas nativas consistiram de trechos de Floresta Estacional Semidecidual Montana em avançado estágio de regeneração (DRUMMOND, 2009), localizadas em áreas de afloramento de bauxita, tal como as áreas que foram mineradas.

Em 2013 foram amostradas ao todo seis áreas para cada situação de estudo, sendo metade na Fazenda Córrego do Meio e metade na RPPN Retiro Branco (Tabela 1; Figura 2).

Tabela 1 - Áreas amostradas: Rs – método de restauração florestal sem tapete verde, Rc – método de restauração florestal com tapete verde e Fn – floresta nativa.

Tratamento	*Idade	Retiro Branco	Córrego do Meio
Rs	7	1,96 ha	1,80 ha
Rs	6	1,91 ha	2,49 ha
Rs	5	0,83 ha	5,32 ha
Rc	18	0,42 ha	-
Rc	13	3,55 ha	-
Rc	12	2,18 ha	-
Rc	8	-	2,00 ha
Rc	9	-	3,46 ha
Rc	10	-	4,44 ha
Fn	-	2,09 ha	1,20 ha
Fn	-	2,09 ha	0,97 ha
Fn	-	2,38 ha	1,69 ha

*Idade aproximada usando como referência o ano em que foram coletados os dados de campo, 2013.

Figura 2. A - Limites das áreas na localidade Retiro Branco. Azul: áreas com método de restauração sem tapete verde, 1) 7 anos, 2) 6 anos e 3) 5 anos. Vermelho: áreas com método de restauração com tapete verde 1) 18 anos, 2) 14 anos e 3) 13 anos. Verde: áreas com floresta nativa. B - Limites das áreas na localidade Córrego do Meio. Azul: áreas com método de restauração florestal sem tapete, 1) 7 anos, 2) 6 anos e 3) 5 anos. Vermelho: áreas com método de restauração com tapete verde, 1) 10 anos, 2) 9 anos e 3) 8 anos Verde: áreas com floresta nativa (Imagem Google de agosto de 2013).

2.2 Coleta de dados

Em cada área foram alocadas cinco parcelas de 5 x 5 m (Figura 3), que foram espalhadas de forma a representar toda a área, em locais acessíveis. Em cada parcela todos os indivíduos arbustivos e arbóreos com DAP (Diâmetro na Altura do Peito – 130 cm do solo) maior ou igual a, aproximadamente, 1 cm foram medidos, identificados e receberam uma plaqueta de alumínio com número de identificação (Classe 1 - C1). As medições foram feitas com auxílio de fita métrica e vara graduada. Os indivíduos que apresentaram bifurcação abaixo de 130 cm foram incluídos quando atingiram $DAP \geq 1$ cm.

Figura 3 - A) parcela em restauração florestal sem tapete verde com 7 anos (Córrego do meio), B) parcela em restauração sem tapete verde de 5 anos (Retiro Branco), C) parcela em restauração florestal com tapete verde de 12 anos (Retiro Branco), D) parcela em restauração florestal com tapete verde de 8 anos (Córrego do Meio), E) parcela em floresta nativa (Retiro Branco) e F) parcela em floresta nativa (Córrego do Meio). Poços de Caldas, 2013.

Dentro de cada parcela foram alocadas 4 sub-parcelas de 1 x 1m em cada um dos quatro vértices e uma no centro, totalizando 5 sub-parcelas. Nestas foram registrados e identificados todos os indivíduos arbustivos e arbóreos com DAP menor que 1 cm e altura (H) $\geq$ 50 cm (Classe 2 – C2).

2.2.1 Avaliação da estrutura

A estrutura da vegetação foi avaliada quanto à 1) cobertura de gramíneas exóticas, notadamente *Brachiaria decumbens* e *Melinis minutiflora* dentro das cinco sub-parcelas (estimativa visual da porcentagem de cobertura por meio de uso de uma moldura de 1 x 1 m dividida em quatro quadrantes), 2) cobertura do dossel (estimativa de porcentagem de cobertura por meio de uso de um densiômetro esférico côncavo, em cinco pontos por parcela nos locais das sub-parcelas), 3) área basal (somatório das áreas basais de todos os indivíduos com $DAP \geq 1$ cm por parcela), e 4) densidade absoluta, calculada para as duas classes de tamanho (C 1 e C 2).

2.2.2 Avaliação da composição

Todos os indivíduos que atenderam ao critério de inclusão foram identificados em campo ou coletados para posterior identificação. A identificação foi realizada de diferentes formas: herbário (E.S.A. da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, ESALQ-USP), consulta à literatura especializada e ajuda de especialistas. Após a confirmação das espécies botânicas, os indivíduos foram classificados a partir das seguintes características:

- (1) Síndromes de dispersão: zoocóricas, anemocóricas e autocóricas. As características utilizadas para essa classificação seguiram os critérios de Pijl (1972) e Brancalion et al. (2012).
- (2) Origem fitogeográfica: considerando espécies nativas regionais, não regionais ou exóticas, baseado na ocorrência natural em formações vegetacionais da região. Para essa categorização foi usado o banco de dados da literatura disponível (LORENZI, 2003; REFLORA, 2014).

Após a finalização das identificações e classificações das espécies foram calculados os seguintes parâmetros por parcela:

- Riqueza total de espécies por classe de tamanho (C 1 e C 2), através da soma das diferentes espécies;

- Riqueza de espécies zoocóricas, anemocóricas e autocóricas;
- Porcentagem de indivíduos zoocóricos, anemocóricos e autocóricos;
- Índice de diversidade de Shannon (H'), a partir das abundâncias de cada espécie;
- Índice de equabilidade de Pielou (e).

2.2.3 Similaridade florística

Para analisar a semelhança florística entre os tratamentos foi utilizado o índice de Jaccard (MAGURRAM, 1988), sendo avaliados dois a dois ($F_n \times R_c$ e $F_n \times R_s$) em cada classe (C 1 e C 2) e entre F_n da classe 1 e R_c e R_s da classe 2, para averiguar possível aumento na similaridade por mudanças na composição da regeneração.

2.3 Análise dos dados

Para a realização das análises, as áreas foram consideradas tratamentos. Os dados foram testados para homogeneidade de variância e normalidade dos resíduos. Foram utilizados dois testes para verificar diferenças entre os tratamentos, ANOVA e, para as variáveis que não apresentaram distribuição normal dos resíduos, ANOVA baseada em postos (ANOVA on ranks). Quando o teste ANOVA indicou diferenças entre os tratamentos, foi realizado o teste de Tukey-Kramer para comparar as médias e apontar diferenças entre os pares de tratamentos. Algumas variáveis não apresentaram normalidade de resíduos, mesmo submetidas ao ANOVA baseado em postos (cobertura de gramíneas, equabilidade C 1 e C 2, porcentagem de anemocóricas C 1, riqueza de autocóricas C 1, riqueza de anemocóricas e riqueza de autocóricas C 2).

Para todas as variáveis obtidas foram feitas análises de regressão, nas quais os atributos das áreas foram tratados como variáveis respostas e o tempo (idade dos plantios) como variável preditora (ZAR, 1999).

Todas as análises foram efetuadas com uso do sistema SAS (SAS INSTITUTE, 2010) adotando o nível de significância de 5% nos testes estatísticos.

3 RESULTADOS

3.1 Dados coletados

Foram amostrados 2.798 indivíduos, sendo 1.538 pertencentes à classe 1 e 1.260 à classe 2, distribuídos entre 226 espécies, sendo 10 indeterminadas e 216 pertencentes a 122 gêneros de 49 famílias (Tabela 4). As famílias mais abundantes foram: Asteraceae (28 espécies), Myrtaceae (24 espécies), Melastomataceae (23 espécies), Fabaceae (22 espécies) e Lauraceae (14 espécies).

Tabela 2: Famílias e espécies botânica coletadas no estudo. Rc: Restauração florestal com tapete verde, Rs: Restauração florestal sem tapete verde e Fn: Floresta nativa.

(continua)

Família	Nome científico	Dispersão	Forma de vida	Tratamento
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Zoocórica	Árvore	Rc, Rs e Fn
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Zoocórica	Árvore	Rc, Rs e Fn
Annonaceae	<i>Annona sylvatica</i> A.St. - Hil.	Zoocórica	Árvore	Fn
	<i>Guatteria australis</i> A.St. - Hil.	Zoocórica	Árvore	Fn
Apocynaceae	<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll. Arg.	Anemocórica	Árvore	Rs e Fn
	<i>Aspidosperma polynerum</i> Müll. Arg.	Anemocórica	Árvore	Rs
Aquifoliaceae	<i>Ilex paraguariensis</i> A.St. - Hil.	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Fn
	<i>Ilex sapotifolia</i> A.St. - Hil.	Zoocórica	Árvore	Fn
Araliaceae	<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	Zoocórica	Árvore	Rs e Fn
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	Zoocórica	Árvore	Rc
Asteraceae	Asteraceae 1	Nc	Arbusto/Árvore	Fn
	<i>Austrocritonia velutina</i> (Gardner) R. M. King & H. Rob.	Anemocórica	Arbusto	Rc e Rs
	<i>Baccharis brachylaenoides</i> DC.	Anemocórica	Arbusto	Fn
	<i>Baccharis cf. dentada</i> (Vell.) G. M. Barroso	Anemocórica	Arbusto	Rs
	<i>Baccharis cf. microdonta</i> DC.	Anemocórica	Arbusto	Rc e Rs
	<i>Baccharis cf. semiserrata</i> DC.	Anemocórica	Arbusto	Rc e Rs
	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Anemocórica	Arbusto	Rc
	<i>Baccharis helychrisoides</i> DC.	Anemocórica	Arbusto	Rc
	<i>Baccharis pucntulata</i> DC.	Anemocórica	Arbusto	Rc e Rs
	<i>Baccharis semiserrata</i> DC.	Anemocórica	Arbusto	Rc e Rs
	<i>Baccharis</i> sp. 1	Anemocórica	Arbusto/Árvore	Rc e Rs
	<i>Baccharis</i> sp. 2	Anemocórica	Arbusto/Árvore	Rc e Rs
	<i>cf. Bidens</i> sp. 1	Anemocórica	Arbusto	Rs
	<i>Chromolaena</i> sp. 1	Anemocórica	Arbusto	Rs
	<i>Dasyphyllum brasiliensis</i> (Spreng.) Cabrera	Anemocórica	Arbusto	Rs
	<i>Dasyphyllum flagellare</i> (Casar.) Cabrera	Anemocórica	Arbusto	Fn
	<i>Gymnanthemum amygdalinum</i> (Delile) Sch.Bip. ex Walp.	Anemocórica	Arvoreta	Rs
	<i>Heterocondylus alatus</i> (Vell.) R. M. King & H. Rob.	Anemocórica	Arbusto	Rs e Rc
	(P.W. Lund ex DC.)R.M. King & H. Rob.	Anemocórica	Arbusto	Rs
	<i>Kaunia rufescens</i> Rob.	Anemocórica	Arbusto	Rs

Tabela 2: Famílias e espécies botânica coletadas no estudo. Rc: Restauração florestal com tapete verde, Rs: Restauração florestal sem tapete verde e Fn: Floresta nativa.

(continuação)

Asteraceae	<i>Piptocarpha macropoda</i>	(DC.) Baker	Anemocórica	Árvore	Rc, Rs e Fn
	<i>Symplyopappus polystachium</i>	(DC.) Baker	Anemocórica	Arbusto	Rc
	<i>Trixis praestans</i>	(Vell.) Cabrera	Anemocórica	Arbusto	Rc
	<i>Verbesina aff. glabrata</i>	Hook. & Arn.	Anemocórica	Arbusto	Rc e Rs
	<i>Vernonanthura divaricata</i>	(Spreng.) H. Rob.	Anemocórica	Arvoreta	Fn
	<i>Vernonanthura phosphorica</i>	(Vell.) H. Rob.	Anemocórica	Arvoreta	Rc e Rs
	<i>Vernonanthura</i> sp. 1		Anemocórica	Arvoreta	Rs
Bignoniaceae	<i>Handroanthus albus</i>	(Cham.) Mattos	Anemocórica	Árvore	Rs
	<i>Handroanthus</i> sp. 1		Anemocórica	Arbusto/Árvore	Rc
	<i>Tecoma stans</i>	(L.) Juss. ex Kunth	Anemocórica	Árvore	Rc
Boraginaceae	<i>Cordia myxa</i>	L.	Zoocórica	Árvore	Rc
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i>	(Aubl.) Marchand	Zoocórica	Árvore	Fn
Campanulaceae	<i>Hippobroma</i> sp. 1		Autocórica	Arbusto	Rc
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i>	(L.) Blume	Zoocórica	Árvore	Rc e Rs
Celastraceae	<i>Maytenus gonoclada</i>	Mart.	Zoocórica	Árvore	Rs e Fn
	<i>Maytenus</i> sp. 1		Zoocórica	Arbusto/Árvore	Rs e Fn
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i>	Pers.	Anemocórica	Árvore	Rs e Fn
Connaraceae	<i>Connarus aff. regnelei</i>	G. Shellenb	Zoocórica	Arbusto	Fn
Cunoniaceae	<i>Lamanonia ternata</i>	Vell.	Anemocórica	Arbusto/Árvore	Fn
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea hirsuta</i>	(Schott) Planch. ex Benth	Zoocórica	Árvore	Fn
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp. & Endl.	Zoocórica	Árvore	Rs
	<i>Alchornea triplinervia</i>	(Spreng.) Müll. Arg.	Zoocórica	Árvore	Rc, Rs e Fn
	<i>Croton floribundus</i>	Spreng.	Autocórica	Árvore	Rc e Fn
	<i>Croton urucurana</i>	Baill.	Autocórica	Árvore	Rc
	<i>Sapium glandulosum</i>	(L.) Morong	Autocórica	Árvore	Rs
	<i>Sebastiania cf. klotzschiana</i>	(Müll. Arg.) Müll. Arg.	Autocórica	Árvore	Rs e Fn
Fabaceae	<i>Albizia niopoides</i>	(Spruce ex Benth) Burkart	Anemocórica	Arbusto	Rc
	<i>Anadenanthera peregrina</i>	(L.) Speng.	Anemocórica	Árvore	Rc
	<i>Bauhinia forficata</i>	Link	Autocórica	Árvore	Rc e Rs
	<i>Cassia ferruginea</i>	(Schrader.) Schrad. ex DC.	Autocórica	Árvore	Rs
	Fabaceae 1		Nc	Arbusto/Árvore	Rs

Tabela 2: Famílias e espécies botânica coletadas no estudo. Rc: Restauração florestal com tapete verde, Rs: Restauração florestal sem tapete verde e Fn: Floresta nativa.

(continuação)

Fabaceae	<i>Hymenaea courbaril</i>	L.	Zoocórica	Árvore	Rc e Rs
	<i>Inga</i> sp. 1		Zoocórica	Árvore	Rs
	<i>Inga striata</i>	Benth.	Zoocórica	Árvore	Fn
	<i>Jacaranda mimosifolia</i>	D.Don.	Anemocórica	Árvore	Rc
	<i>Leucochloron incuriale</i>	(Vell.) Barneby & J.W.Grimes	Anemocórica	Árvore	Fn
	<i>Machaerium nyctitans</i>	(Vell.) Benth.	Anemocórica	Árvore	Fn
	<i>Machaerium stipitatum</i>	Vogel	Anemocórica	Árvore	Rs e Fn
	<i>Mimosa scabrella</i>	Benth.	Autocórica	Árvore	Rc e Rs
	<i>Mimosa</i> sp. 1		Autocórica	Arbusto/Árvore	Rc
	<i>Myroxylon peruiferum</i>	L.f.	Anemocórica	Árvore	Rs
	<i>Peltophorium dubium</i>	(Spreng.) Taub.	Anemocórica	Árvore	Rc
	<i>Schizolobium parahyba</i>	(Vell.)	Anemocórica	Árvore	Rs
	<i>Senegalia polyphylla</i>	(DC.)Britton & Rose	Autocórica	Árvore	Rs
	<i>Senna macranthera</i>	(DC. ex Collad.) H. S. Irwin & Barneby	Autocórica	Árvore	Rs e Rc
	<i>Senna multijuga</i>	(Rich.) H. S. Irwin & Barneby	Autocórica	Árvore	Rc
	<i>Senna splendida</i>	(Vogel) H. S. Irwin & Barneby	Autocórica	Árvore	Rs
	<i>Tipuana tipu</i>	(Benth.) Kuntze	Anemocórica	Árvore	Rc
Indeterminada 1			Nc	Árvore	Rs
Indeterminada 2			Nc	Árvore	Rs
Indeterminada 3			Nc	Árvore	Fn
Indeterminada 4			Nc	Árvore	Fn
Indeterminada 5			Nc	Árvore	Rs e Fn
Indeterminada 6			Nc	Árvore	Fn
Indeterminada 7			Nc	Árvore	Fn
Indeterminada 8			Nc	Árvore	Fn
Indeterminada 9			Nc	Arbusto/Árvore	Rs
Indeterminada 10			Nc	Arbusto/Árvore	Fn
Lamiaceae	<i>Aegiphila</i> cf. <i>integrifolia</i>	(Jacq.) Moldenke	Zoocórica	Árvore	Rc e Rs
	<i>Vitex megapotamica</i>	(Spreng.) Moldenke	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Rs
	<i>Vitex</i> sp. 1		Zoocórica	Arbusto/Árvore	Rs
	<i>Vitex</i> sp. 2		Zoocórica	Arbusto/Árvore	Fn

Tabela 2: Famílias e espécies botânica coletadas no estudo. Rc: Restauração florestal com tapete verde, Rs: Restauração florestal sem tapete verde e Fn: Floresta nativa.

(continuação)

Lauraceae	<i>Aiouea saligna</i>	Meisn.	Zoocórica	Árvore	Rc e Fn
	<i>Cryptocarya moschata</i>	Ness & Mart.	Zoocórica	Árvore	Fn
	<i>Endlicheria paniculata</i>	(Spreng.) J.F. Macbr.	Zoocórica	Árvore	Rs e Fn
	Lauraceae 1		Nc	Arbusto/Árvore	Fn
	<i>Nectandra oppositifolia</i>	Ness	Zoocórica	Árvore	Fn
	<i>Ocotea bicolor</i>	Vattimo-Gil	Zoocórica	Árvore	Rc e Fn
	<i>Ocotea glaziovii</i>	Mez.	Zoocórica	Árvore	Fn
	<i>Ocotea laxa</i>	(Ness.) Mez	Zoocórica	Árvore	Rs e Fn
	<i>Ocotea nutans</i>	(Ness) Mez	Zoocórica	Árvore	Rc e Fn
	<i>Ocotea odorifera</i>	(Vell.) Rohwer	Zoocórica	Árvore	Fn
	<i>Ocotea puberula</i>	(Rich.) Nees	Zoocórica	Árvore	Fn
	<i>Ocotea pulchella</i>	(Ness & Mart.) Mez	Zoocórica	Árvore	Fn
	<i>Ocotea</i> sp. 1		Zoocórica	Arbusto/Árvore	Fn
	<i>Persea willdenovii</i>	Kosterm.	Zoocórica	Árvore	Rs e Fn
Loganiaceae	<i>Strycnos brasiliensis</i>	Mart.	Zoocórica	Arbusto	Fn
Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i>	A. St. - Hil.	Anemocórica	Árvore	Rc, Rs e Fn
Malpighiaceae	<i>Byrsonima</i> aff. <i>ligustrifolia</i>	A. Juss.	Zoocórica	Árvore	Rs
Malvaceae	<i>Abutilon bedfordianum</i>	(Hook.) A. St.-Hill. & Naudin	Autocórica	Arbusto	Rc e Rs
	<i>Abutilon</i> sp. 1		Autocórica	Arbusto	Rs
	<i>Ceiba speciosa</i>	(A. St.-Hill)	Anemocórica	Árvore	Rc, Rs e Fn
	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Lam.	Zoocórica	Árvore	Rs
	<i>Luehea divaricata</i>	Mart. & Zucc.	Anemocórica	Árvore	Rc e Fn
	<i>Luehea grandiflora</i>	Mart. & Zucc.	Anemocórica	Árvore	Rs e Fn
	Malvaceae 1		Nc	Arbusto/Árvore	
Melastomataceae	<i>Leandra</i> aff. <i>aurea</i>	(Cham.) Cogn.	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Rc
	<i>Leandra aurea</i>	(Cham.) Cogn.	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Rc e Rs
	<i>Leandra</i> cf. <i>dispar</i>	(Gardn.) Cogn.	Zoocórica	Arbusto	Rc, Rs e Fn
	<i>Leandra</i> cf. <i>lacunosa</i>	Cogn.	Zoocórica	Arbusto	Rs
	<i>Leandra glabrata</i>	(Bunbury) Cogn.	Zoocórica	Arbusto	Rs
	<i>Leandra melastomoides</i>	Raddi	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Rc, Rs e Fn
	<i>Leandra purpurascens</i>	(DC.) Cogn.	Zoocórica	Arbusto	Rc, Rs e Fn
	<i>Leandra</i> sp. 1		Zoocórica	Arbusto	Rc e Rs

Tabela 2: Famílias e espécies botânica coletadas no estudo. Rc: Restauração florestal com tapete verde, Rs: Restauração florestal sem tapete verde e Fn: Floresta nativa.

(continuação)

Melastomataceae	<i>Leandra</i> sp. 2		Zoocórica	Arbusto	Rc e Rs
	<i>Leandra</i> sp. 3		Zoocórica	Arbusto	Rc e Rs
	<i>Leandra xanthocomia</i>	(Naud.) Cogn.	Zoocórica	Arbusto	Rc e Rs
	Melastomataceae 1		Nc	Arbusto/Árvore	Rs e Fn
	<i>Miconia</i> aff. <i>pepericarpa</i>	DC.	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Fn
	<i>Miconia</i> aff. <i>theizans</i>	(Bonpl.) Cogn.	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Rc e Rs
	<i>Miconia chartacea</i>	Triana	Zoocórica	Árvore	Rs e Fn
	<i>Miconia cinerascens</i>	Miq.	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Rs
	<i>Miconia cinnamomifolia</i>	(DC.) Naudin	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Rs
	<i>Miconia pusilliflora</i>	(DC.) Naudin	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Rs e Fn
	<i>Miconia sellowiana</i>	Naudin	Zoocórica	Árvore	Rc, Rs e Fn
	<i>Tibouchina fothergillae</i>	(Schrank & Mart. ex DC.)	Anemocórica	Arbusto	Rc e Rs
	<i>Tibouchina sellowiana</i>	(Cham.) Cogn.	Anemocórica	Árvore	Rc e Rs
	<i>Trembleya parviflora</i>	(D. Don) Cogn.	Anemocórica	Arbusto/Árvore	Rc e Rs
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i>	(Vell.) Mart.	Zoocórica	Árvore	Rs
	<i>Cedrela fissilis</i>	Vell.	Anemocórica	Árvore	Rc, Rs e Fn
	<i>Cedrela</i> aff. <i>fissilis</i>	Vell.	Anemocórica	Árvore	Rs
	Meliaceae 1		Nc	Arbusto/Árvore	Rs
	<i>Trichilia</i> cf. <i>silvatica</i>	C. DC.	Anemocórica	Árvore	Fn
Monimiaceae	<i>Mollinedia</i> cf. <i>elegans</i>	Tul.	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Fn
	<i>Mollinedia elegans</i>	Tul.	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Fn
	<i>Mollinedia widgrenii</i>	A.DC.	Zoocórica	Árvore	Fn
Moraceae	<i>Ficus</i> sp. 1		Zoocórica	Árvore	Rs
	<i>Morus nigra</i>	L.	Zoocórica	Árvore	Rc
	<i>Sorocea bonplandii</i>	(Baill.) W.C. Burger et al.	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Fn
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	(Kunth) O. Berg	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Rc, Rs e Fn
	<i>Calypttranthes clusiifolia</i>	O. Berg	Zoocórica	Árvore	Fn
	<i>Campomanesia guazumifolia</i>	(Cambess.) O. Berg	Zoocórica	Árvore	Fn
	<i>Campomanesia</i> sp.1		Zoocórica	Árvore	Rc
	<i>Eugenia acutata</i>	Miq.	Zoocórica	Árvore	Fn
	<i>Eugenia</i> cf. <i>hiemalis</i>	Cambess.	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Fn
	<i>Eugenia</i> cf. <i>speciosa</i>	Cambess.	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Rs e Fn

Tabela 2: Famílias e espécies botânica coletadas no estudo. Rc: Restauração florestal com tapete verde, Rs: Restauração florestal sem tapete verde e Fn: Floresta nativa.

(continuação)

Myrtaceae	<i>Eugenia dodonaeifolia</i>	Cambess.	Zoocórica	Árvore	Fn
	<i>Eugenia sonderiana</i>	O. Berg	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Fn
	<i>Eugenia</i> sp. 1		Zoocórica	Arbusto/Árvore	Fn
	<i>Myrceugenia myrcioides</i>	(Cambess.) O. Berg	Zoocórica	Árvore	Rs e Fn
	<i>Myrcia</i> cf. <i>multiflora</i>	(Lam.) DC.	Zoocórica	Árvore	Fn
	<i>Myrcia hebeptala</i>	DC.	Zoocórica	Árvore	Fn
	<i>Myrcia pulchra</i>	(O.Berg) Kiaersk	Zoocórica	Árvore	Rc, Rs e Fn
	<i>Myrcia</i> sp. 1		Zoocórica	Arbusto/Árvore	Fn
	<i>Myrcia splendens</i>	(Sw.) DC.	Zoocórica	Árvore	Rc, Rs e Fn
	<i>Myrcia venulosa</i>	DC.	Zoocórica	Árvore	Fn
	<i>Myrciaria floribunda</i>	(H. West ex Willd.) O. Berg	Zoocórica	Árvore	Rs e Fn
	Myrtaceae 1		Nc	Arbusto/Árvore	Fn
	<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i>	(Gomes) Landrum	Zoocórica	Árvore	Rs e Fn
	<i>Psidium cattleianum</i>	Sabine	Zoocórica	Árvore	Rc
	<i>Psidium guajava</i>	L.	Zoocórica	Árvore	Rc
	<i>Psidium rufum</i>	Mart. ex DC.	Zoocórica	Árvore	Fn
	<i>Siphoneugena densiflora</i>	O. Berg	Zoocórica	Árvore	Rs, Rc e Fn
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i>	(Vell.) Reitz	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Rs e Fn
Nyssaceae	<i>Camptotheca acuminata</i>	Decne.	Anemocórica	Arbusto/Árvore	Rc
Peraceae	<i>Pera glabrata</i>	(Schott) Poepp. Ex Baill.	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Fn
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i>	L.	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Fn
	<i>Piper lanceolatum</i>	Ruiz & Pav.	Zoocórica	Arbusto	Fn
	<i>Piper</i> sp. 1		Zoocórica	Arbusto/Árvore	Rs e Fn
Pittosporaceae	<i>Pittosporum undulatum</i>	Vent.	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Rs
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i>	(&w.) R. Br. ex Roem. & chult.	Zoocórica	Árvore	Rc, Rs e Fn
	<i>Myrsine</i> sp. 1	(vazio)	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Fn
	<i>Myrsine umbellata</i>	Mart.	Zoocórica	Árvore	Rc, Rs e Fn
Proteaceae	<i>Euplassa</i> sp. 1		Zoocórica	Arbusto/Árvore	Fn
	<i>Euplassa</i> sp. 2		Zoocórica	Arbusto/Árvore	Rs
	<i>Roupala Montana</i>	Aubl.	Anemocórica	Árvore	Fn
Rhamnaceae	<i>Holvenia dulcis</i>	Thunb.	Zoocórica	Árvore	Rc
	<i>Rhamnus sphaerosperma</i>	Sw.	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Rs

Tabela 2: Famílias e espécies botânica coletadas no estudo. Rc: Restauração florestal com tapete verde, Rs: Restauração florestal sem tapete verde e Fn: Floresta nativa.

(continuação)

Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i>	(L.) Urb.	Zoocórica	Árvore	Rs e Fn
Rubiaceae	<i>Amaioua intermedia</i>	Mart. Ex Schult. & Schult.f.	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Fn
	<i>Cordia concolor</i>	(Cham.) Kuntze	Zoocórica	Arbusto	Rc e Fn
	<i>Coussarea contracta</i>	(Walp.) Müll. Arg.	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Fn
	<i>Guettarda</i> cf. <i>uruguensis</i>	Cham. & Schltdl.	Zoocórica	Arbusto	Fn
	<i>Palicourea marcgravii</i>	A.St.-Hil	Zoocórica	Arbusto	Rs
	<i>Psychotria</i> cf. <i>leiocarpa</i>	Cham. & Schltdl.	Zoocórica	Arbusto	Fn
	<i>Psychotria stachyoides</i>	Benth.	Zoocórica	Arbusto	Rs e Fn
	<i>Psychotria vellosiana</i>	Benth.	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Rc, Rs e Fn
	Rubiaceae 1		Nc	Arbusto/Árvore	Fn
	<i>Rudgea jasminoides</i>	(Cham.) Müll. Arg.	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Fn
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Lam.	Zoocórica	Árvore	Rc e Fn
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i>	Jacq.	Zoocórica	Árvore	Rc, Rs e Fn
	<i>Casearia lasiophylla</i>	Eichler	Zoocórica	Árvore	Rc e Fn
	<i>Casearia obliqua</i>	Spreng.	Zoocórica	Árvore	Fn
	<i>Casearia sylvestris</i>	Sw.	Zoocórica	Árvore	Fn
	<i>Xylosma</i> sp. 1		Zoocórica	Arbusto/Árvore	Rs e Fn
Sapindaceae	<i>Cupania concolor</i>	Radlk.	Zoocórica	Árvore	Fn
	<i>Cupania vernalis</i>	Cambess.	Zoocórica	Árvore	Rc, Rs e Fn
	<i>Cupania zanthoxyloides</i>	Radek.	Zoocórica	Árvore	Fn
	<i>Matayba elaeagnoides</i>	Radlk.	Zoocórica	Árvore	Rc e Fn
	<i>Matayba juglandifolia</i>	(Cambess.) Radlk.	Zoocórica	Árvore	Fn
Solanaceae	Solanaceae 1		Nc	Arbusto/Árvore	Rc e Rs
	<i>Solanum granulosoleprosum</i>	Dunal	Zoocórica	Árvore	Rc e Rs
	<i>Solanum pseudoquina</i>	A. St. - Hil.	Zoocórica	Árvore	Rc e Rs
	<i>Solanum swartzianum</i>	Roem. & Schult.	Zoocórica	Árvore	Rs
Symplocaceae	<i>Symplocos pubescens</i>	Klotzsch ex Benth	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Fn
	<i>Symplocos revoluta</i>	Casar.	Zoocórica	Árvore	Rs e Fn
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis fasciculata</i>	(Meisn.) Nevling	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Fn
	<i>Daphnopsis utilis</i>	Warm.	Zoocórica	Arbusto/Árvore	Rc, Rs e Fn
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i>	Snethl.	Zoocórica	Árvore	Rc e Rs
	<i>Cecropia pachystachya</i>	Trécul.	Zoocórica	Árvore	Rc e Rs

Tabela 2: Famílias e espécies botânica coletadas no estudo. Rc: Restauração florestal com tapete verde, Rs: Restauração florestal sem tapete verde e Fn: Floresta nativa.

(conclusão)

Verbenaceae	<i>Cithrarexylum myrianthum</i>	Cham.	Zoocórica	Árvore	Rc e Rs
	<i>Lantana</i> sp. 1		Zoocórica	Arbusto/Árvore	Rc
	<i>Stachytarpheta cayennensis</i>	(Rich.) Vahl	Zoocórica	Arbusto	Rs
Vochisiaceae	<i>Vochisia magnifica</i>	Warm.	Zoocórica	Árvore	Rc, Rs e Fn
	<i>Vochisia tucanorum</i>	Mart.	Anemocórica	Árvore	Rs e Fn

As tabelas 3 e 4 apresentam o número de famílias, gêneros e espécies para as duas classes de indivíduos (C 1 e C 2) nos três tratamentos avaliados (Fn, Rs e Rc).

Tabela 3 - Número de famílias, gêneros e espécies para a classe 1 (indivíduos com $DAP \geq 1$ cm e com $H \geq 130$ cm) de indivíduos nos três tratamentos avaliados (Fn – floresta nativa, Rs – restauração florestal sem tapete verde e Rc – restauração florestal com tapete verde)

Característica	Retiro Branco			Córrego do Meio		
	Fn	Rs	Rc	Fn	Rs	Rc
Indeterminadas	5	2	0	2	0	0
Nº de Famílias	24	19	23	31	22	19
Nº de Gêneros	43	35	40	53	38	32
Nº de Espécies nativas	69	48	45	77	49	36
Nº de Espécies exóticas	0	0	3	0	0	2

Tabela 4 - Número de famílias, gêneros e espécies para a classe 2 (indivíduos com $DAP < 1$ cm e $H \geq 50$ cm) de indivíduos nos três tratamentos avaliados (Fn – floresta nativa, Rs – restauração florestal sem tapete verde e Rc – restauração florestal com tapete verde)

Característica	Retiro Branco			Córrego do Meio		
	Fn	Rs	Rc	Fn	Rs	Rc
Indeterminadas	0	0	0	1	0	0
Nº de Famílias	22	16	14	30	18	12
Nº de Gêneros	38	23	23	44	28	21
Nº de Espécies Nativas	55	30	31	65	45	27
Nº de Espécies exóticas	0	1	1	0	0	0

3.2 Comparação entre os métodos de restauração e as florestas nativas

3.2.1 Estrutura

Como consequência da introdução deliberada de gramíneas para recobrir o solo, encontramos elevada cobertura média de gramíneas (~ 40%) nas parcelas em que se utilizou o tapete verde como parte do método de restauração, a qual foi superior à cobertura encontrada nas áreas em restauração em que essa intervenção não foi realizada ($F = 85,63$, $p < 0,0001$) e nas florestas nativas ($F = 85,63$, $p < 0,0001$) (Figura 4A). Como esperado, a maior cobertura de gramíneas esteve também associada a uma menor cobertura do dossel quando se utilizou o tapete verde, sendo inferior ao observado em Fn ($F = 82,63$, $p < 0,0001$) e Rs ($F = 82,63$, $p < 0,001$), ao passo que Fn apresentou cobertura pouco maior que Rs ($F = 82,63$, $p < 0,0001$) (Figura 4B). Provavelmente, um dos fatores que proporcionou a maior cobertura de dossel em Rs foi o plantio inicial mais adensado, o que ficou claro nos resultados de densidade da classe

1 (Figura 4C), onde Rs apresentou uma densidade média bastante superior à Rc ($F = 28,75$, $p < 0,0001$), enquanto Rs e Fn não foram diferentes quanto a essa variável ($F = 28,75$, $p = 0,7793$). Na variável densidade da classe 2, as áreas restauradas apresentaram densidades extremamente baixas quando comparadas a floresta nativa ($F = 66,29$, $p < 0,0001$), sendo que a restauração sem tapete verde apresentou densidade duas vezes maior que Rc ($F = 66,29$, $p = 0,0618$) (Figura 4D). No que tange à área basal, a floresta nativa se destacou apresentando média maior que os dois métodos de restauração ($F = 68,43$, $p < 0,0001$), o que já era esperado devido à sua idade superior, no entanto, apesar de Rc apresentar idade média superior que Rs, a área basal das parcelas implantadas com os dois métodos não diferiu estatisticamente ($F = 68,43$, $p = 0,9459$) (Figura 4E).

Figura 4 – Comparação dos parâmetros de estrutura avaliados em áreas de floresta nativa (Fn), áreas mineradas de bauxita em processo de restauração florestal com tapete verde (Rc) e área mineradas de bauxita em processo de restauração florestal sem tapete verde, sendo C 1 os dados da classe 1 e C 2 os dados da classe 2. Fn é composta por Floresta Estacional Semidecidual Montana, assim como eram Rs e Rc antes do processo de mineração. Barras seguidas por letras iguais não diferem pelo teste de Tukey (5%) e as barras verticais representam $\pm$ o desvio padrão.

3.2.2 Composição

Classe 1 (C 1). A riqueza total média da classe 1 foi diferente nos três tratamentos ($F=31,91$, $p<0,0001$), sendo que floresta nativa apresentou a maior média ($F=31,91$, $p<0,0001$ para Rc e $p=0,0454$ para Rs) e restauração com tapete verde a menor (Figura 5A). O mesmo foi obtido para diversidade, sendo Fn com maior média seguida de Rs e Rc ($F=31,03$, $p=0,0120$ para Rs e $p<0,0001$ para Rc) (Figura 5B). Em relação à equabilidade, não houve diferença significativa entre Fn e os dois métodos de restauração ($F=6,63$, Rc com $p=0,2632$ e Rs com $p=0,1048$), apesar desse resultado, cabe ressaltar que a riqueza de espécies nos métodos de restauração foi menor que em Fn, o que contribuiu para equabilidade alta em alguns casos, já Rc e Rs apresentaram equabilidades significativamente diferentes entre si ($F=6,63$, $p=0,0014$), possivelmente devido ao desvio padrão, já que as médias foram bem próximas ($F=6,63$, $Rs=0,906$ e $Rc=0,908$) (Figura 5C).

Figura 5 – Comparação dos parâmetros de composição avaliados em áreas de floresta nativa (Fn), áreas mineradas de bauxita em processo de restauração florestal com tapete verde (Rc) e área mineradas de bauxita em processo de restauração florestal sem tapete verde, sendo C 1 os dados da classe 1 e C 2 os dados da classe 2. Fn é composta por Floresta Estacional Semidecidual Montana, assim como eram Rs e Rc antes do processo de mineração. Barras seguidas por letras igual não diferem pelo teste de Tukey (5%) e as barras verticais representam $\pm$ o desvio padrão

De modo geral, a análise da síndrome de dispersão mostrou que as florestas nativas apresentam resultados bem diferentes dos métodos de restauração, na maioria das variáveis. A

riqueza de zoocóricas em Fn foi quase o dobro de Rs ($F=16,44$, $p<0,0001$) e três vezes maior que a riqueza de Rc ($F=16,44$, $p=0,0087$), ao passo que Rc e Rs não foram diferentes entre si ($F=16,44$, $p=0,4410$) (Figura 6A). Em relação à porcentagem de indivíduos zoocóricos, a floresta nativa também apresentou a maior porcentagem média (89,933%), enquanto que nas áreas restauradas a média foi em torno de 40%, sendo praticamente igual nos dois tratamentos ($F=46,81$, $p=0,9883$) (Figura 6B). Na análise da anemocoria, Fn apresentou resultados contrários, com médias inferiores aos métodos de restauração, 1,033 ($F=27,05$, $p=0,0072$ para Rc e $p<0,0001$ para Rs) e 6,231% ($F=39,69$, $p<0,0001$), para riqueza e porcentagem, respectivamente (Figura 6C e 6D). Os métodos de restauração apresentaram riquezas médias de anemocóricas diferentes ($F=27,05$, $p=0,0001$) 2,167 para Rc e 4,067 para Rs, porém as porcentagens não diferiram estatisticamente ($F=39,69$, $p=0,3882$), ficando em torno de 40% (Figura 6C e 6D). A riqueza de espécies autocóricas foi baixa em todos os tratamentos e só houve diferença entre floresta nativa e restauração florestal sem tapete verde ($F=5,57$, $p=0,0039$) (Figura 6E). No que tange a porcentagem de autocóricas, as médias não ultrapassaram 15%, sendo que apenas floresta nativa e restauração florestal com tapete verde foram diferentes ($F=5,58$, $p=0,0053$) (Figura 6F).

Figura 6 – Comparação dos parâmetros de síndrome de dispersão (riqueza de espécies e porcentagem de zoocóricas, anemocóricas e autocóricas) avaliados na classe 1 (C 1) em áreas de floresta nativa (Fn), áreas mineradas de bauxita em processo de restauração florestal com tapete verde (Rc) e área mineradas de bauxita em processo de restauração florestal sem tapete verde. Fn é composta por Floresta Estacional Semidecidual Montana, assim como eram Rs e Rc antes do processo de mineração. Barras seguidas por letras iguais não diferem pelo teste de Tukey (5%) e as barras verticais representam $\pm$ o desvio padrão

Classe 2 (C 2). Nos resultados da classe 2, floresta nativa e restauração mostraram divergências mais evidentes. A riqueza de espécies foi maior em Fn, chegando a ser quase seis vezes maior que a riqueza do método que utilizou tapete verde ($F=52,40$, $p<0,0001$), ao passo que a restauração florestal sem tapete verde não diferiu de Rc ($F=52,40$, $p=0,0618$) (Figura 7A). Seguindo o mesmo padrão, as diferenças foram mais marcantes nos resultados de diversidade (Figura 7B), sendo floresta nativa o tratamento que apresentou maior diversidade (1,033) diferindo de Rc e Rs ($F=14,46$, $p<0,0001$), e novamente os métodos de restauração não apresentaram diferença estatística ($F=14,46$, $p=0,9906$). Os resultados de equabilidade seguiram o mesmo padrão das variáveis anteriores (Figura 7C), sendo floresta nativa com equabilidade muito superior às áreas restauradas ($F=36,20$, $p<0,001$) e essas sem diferença estatística entre si.

Figura 7 – Comparação dos parâmetros de composição avaliados na classe 2 (C 2) em áreas de floresta nativa (Fn), áreas mineradas de bauxita em processo de restauração florestal com tapete verde (Rc) e área mineradas de bauxita em processo de restauração florestal sem tapete verde. Fn é composta por Floresta Estacional Semidecidual Montana, assim como eram Rs e Rc antes do processo de mineração. Barras seguidas por letras iguais não diferem pelo teste de Tukey (5%) e as barras verticais representam $\pm$ o desvio padrão

As características de síndrome de dispersão na classe 2 foram semelhantes às características da classe 1. A floresta nativa apresentou valores superiores aos métodos de restauração, tanto em riqueza de zoocóricas ($F=32,19$, $p<0,0001$) (Figura 8A) quanto em porcentagem de indivíduos zoocóricos ($F=21,55$, $p<0,0001$ para Rc e $p=0,0005$ para Rs), chegando a representar 94,39% dos indivíduos (Figura 8B). Já as áreas em processo de restauração não foram diferentes estatisticamente, nesses mesmos parâmetros ($F=32,19$, $p=0,3636$ para riqueza e $F=21,55$, $p=0,2145$ para porcentagem). Conforme também observado nos resultados da classe 1, floresta nativa teve a menor riqueza de anemocóricas, porém neste caso diferiu apenas da restauração sem tapete verde ($F=3,53$, $p=0,029$) (Figura 8C). Na porcentagem, Fn apresentou apenas 3,496% de indivíduos anemocóricos, diferindo dos métodos de restauração ($F=30,89$, $p<0,0001$) que apresentaram porcentagens médias não diferentes estatisticamente ($F=30,89$, $p=0,9040$) (Figura 8D). Diferente da classe 1 não houve diferença entre os tratamentos na variável riqueza de autocóricas (Figura 8E), sendo que todos apresentaram médias baixas ($F=2,30$). Também foram baixas as porcentagens de autocóricas, que não ultrapassaram 4%, sendo a restauração com tapete verde o tratamento que apresentou a maior porcentagem, diferindo apenas de Fn ($F=10,99$, $p=0,0019$) que teve 0,896% de indivíduos com esse tipo de síndrome (Figura 8F).

Figura 8 – Comparação dos parâmetros de síndrome de dispersão (riqueza de espécies e porcentagem de zoocóricas, anemocóricas e autocóricas) avaliados na classe 2 (C 2) em áreas de floresta nativa (Fn), áreas mineradas de bauxita em processo de restauração florestal com tapete verde (Rc) e área mineradas de bauxita em processo de restauração florestal sem tapete verde. Fn é composta por Floresta Estacional Semidecidual Montana, assim como eram Rs e Rc antes do processo de mineração. Barras seguidas por letras iguais não diferem pelo teste de Tukey (5%) e as barras verticais representam $\pm$ o desvio padrão

3.3 Tendências ecológicas ao longo do tempo

A idade não teve efeito significativo na maioria das variáveis (Anexo 1). Na variável cobertura de dossel, apenas Rc (restauração florestal com tapete verde) apresentou tendência em direção aos valores de referência (Figura 9A), mas convém salientar que Rs (restauração florestal sem tapete verde) praticamente já alcançou os valores de Fn (Anexo A, Figura 7C). Os parâmetros área basal, riqueza e diversidade da classe 1 (indivíduos com $DAP \geq 1$ cm), nos dois tratamentos de restauração, apresentaram trajetórias ecológicas positivas ao longo do tempo, ou seja, em direção à faixa de variação dos valores encontrados no ecossistema de

referência (Figuras: 10A, 10B, 11A, 11B, 12A e 12B). Restauração com tapete verde também apresentou trajetória positiva na variável riqueza de espécies zoocóricas da classe 1, que tende a alcançar os valores de referência (Figura 13A), no entanto, apresentou tendência contrária à referência na variável riqueza de autocóricas da classe 1 (Figura 13B). O tratamento Rs apresentou trajetória em direção aos valores de Fn na variável porcentagem de zoocóricas tanto na classe 1 (Figura 14A), quanto na classe 2 (DAP<1cm) (Figura 14B).

Figura 9 - Regressão linear que apresentou efeito significativo da idade ($p < 0,05$), (o) parcelas do método de restauração com tapete verde. A linha sólida representa a reta melhor ajustada aos dados e a área em cinza representa a amplitude de variação dos valores de floresta nativa, sem considerar o efeito de idade. r^2 é o coeficiente de determinação. Regressão: A) Porcentagem de cobertura de dossel em áreas restauradas com tapete verde.

Figura 10 - Regressões lineares que apresentaram efeito significativo da idade ($p < 0,05$), (+) parcelas do método de restauração sem tapete verde, (o) parcelas do método de restauração com tapete verde. A linha sólida representa a reta melhor ajustada aos dados e a área em cinza representa a amplitude de variação dos valores de floresta nativa, sem considerar o efeito de idade. r^2 é o coeficiente de determinação. Regressões: A) Área basal das áreas restauradas sem tapete verde e B) Área basal das áreas restauradas com tapete verde.

Figura 11 - Regressões lineares que apresentaram efeito significativo da idade ($p < 0,05$), (+) parcelas do método de restauração sem tapete verde, (o) parcelas do método de restauração com tapete verde. A linha sólida representa a reta melhor ajustada aos dados e a área em cinza representa a amplitude de variação dos valores de floresta nativa, sem considerar o efeito de idade. r^2 é o coeficiente de determinação. Regressões: A) Riqueza de espécies de indivíduos da classe 1 ($DAP \geq 1\text{cm}$) das áreas restauradas sem tapete verde e B) Riqueza de espécies de indivíduos da classe 1 ($DAP \geq 1\text{cm}$) das áreas restauradas com tapete verde.

Figura 12 - Regressões lineares que apresentaram efeito significativo da idade ($p < 0,05$), (+) parcelas do método de restauração sem tapete verde, (o) parcelas do método de restauração com tapete verde. A linha sólida representa a reta melhor ajustada aos dados e a área em cinza representa a amplitude de variação dos valores de floresta nativa, sem considerar o efeito de idade. r^2 é o coeficiente de determinação. Regressões: A) Diversidade de Shannon dos indivíduos da classe 1 ($DAP \geq 1\text{cm}$) das áreas restauradas sem tapete verde e B) Diversidade de Shannon dos indivíduos da classe 1 ($DAP \geq 1\text{cm}$) das áreas restauradas com tapete verde.

Figura 13 - Regressões lineares que apresentaram efeito significativo da idade ($p < 0,05$), (o) parcelas do método de restauração com tapete verde. A linha sólida representa a reta melhor ajustada aos dados e a área em cinza representa a amplitude de variação dos valores de floresta nativa, sem considerar o efeito de idade. r^2 é o coeficiente de determinação. Regressões: A) Riqueza de espécies zoocóricas dos indivíduos da classe 1 ($DAP \geq 1\text{cm}$) das áreas restauradas com tapete verde e B) Riqueza de espécies autocóricas dos indivíduos da classe 1 ($DAP \geq 1\text{cm}$) das áreas restauradas com tapete verde.

Figura 14 - Regressões lineares que apresentaram efeito significativo da idade ($p < 0,05$), (+) parcelas do método de restauração sem tapete verde. A linha sólida representa a reta melhor ajustada aos dados e a área em cinza representa a amplitude de variação dos valores de floresta nativa, sem considerar o efeito de idade. r^2 é o coeficiente de determinação. Regressões: A) Porcentagem de espécies zoocóricas da classe 1 ($DAP \geq 1\text{cm}$) das áreas restauradas sem tapete verde e B) Porcentagem de espécies zoocóricas da classe 2 ($DAP < 1\text{cm}$) das áreas restauradas sem tapete verde.

3.3.1 Similaridade florística

O índice de similaridade de Jaccard (C_j) foi calculado para as duas classes de indivíduos (C 1 e C 2) entre os tratamentos (Fn, Rc e Rs) e entre Fn da classe 1 e Rc e Rs da classe 2 para verificar se existe uma tendência de aumento da similaridade entre as áreas na regeneração.

Todos os índices calculados foram baixos, o que já era esperado devido a diferença de estágio sucessional das áreas (Tabela 5), sendo a similaridade Fn X Rc pouco maior que a similaridade Fn X Rs na classe 1. Houve um pequeno aumento da similaridade quando foram comparados os dados de floresta nativa da classe 1 e restauração da classe 2 em relação a comparação feita apenas entre a classe 1, indicando um possível aumento da similaridade, principalmente na área com métodos de restauração sem tapete verde (Rs). Em relação a comparação na classe 2, Rs mostrou maior similaridade com Fn que Rc.

Tabela 5 – Índice de similaridade de Jaccard (C_j).

Áreas comparadas	Índice de similaridade (C_j)
Fn X Rc (classe 1)	0,158
Fn X Rs (classe 1)	0,123
Fn X Rc (classe2)	0,126
Fn X Rs (classe 2)	0,176
Fn (classe 1) X Rc (classe 2)	0,160
Fn (classe 1) X Rs (classe 2)	0,162

4 DISCUSSÃO

De modo geral, as áreas recuperadas sem tapete verde (Rs) apresentaram resultados melhores ou iguais as áreas restauradas com tapete verde (Rc) em quase todas as variáveis, mesmo tendo idade média inferior. Características importantes para o estabelecimento de uma floresta (cobertura de dossel e cobertura de gramíneas exóticas) foram alcançados com idade inferior em Rs. O uso do tapete verde possivelmente foi prejudicial ao desenvolvimento dos indivíduos da classe 1 e 2. Gramíneas exóticas prejudicam o crescimento dos indivíduos e, consequentemente, a formação das copas que irão sombrear o solo (HOOPER; LEGENDRE; CONDUCT, 2005; SAMPAIO; HOLL; SCARIOT, 2007; CAMPOE; STAPE; MENDES, 2010; ORTEGA-PIECK et. al, 2011; THAXTON et. al., 2012). A abertura do dossel ajuda a manter as gramíneas no sistema, pois essas dependem de luz solar para seu desenvolvimento (PARROTA; KNOWLES; WUNDERLE, 1997; CASTRO; CARVALHO, 2000; CARON et.al., 2012; THAXTON et. al., 2012). Além disso, a ocupação das áreas por gramíneas também prejudica o estabelecimento da regeneração em função da competição, o que restringe o ingresso de novas espécies, mantendo os níveis de riqueza e diversidades baixos (FLORY; CLAY, 2009; BROOKS; SETTERFIELD; DOUGLAS, 2010). O controle de gramíneas exóticas é um dos maiores desafios para o sucesso de estratégias de restauração, configurando um dos procedimentos mais dispendioso do processo (SAMPALIO; HOLL; SCARIOT, 2007; BRANCALION et.al., 2012). Nesse sentido, o estabelecimento de sombra aparece como uma alternativa de controle de gramíneas (PARROTA; KNOWLES; WUNDERLE, 1997; CASTRO; CARVALHO, 2000; CARON et.al., 2012; THAXTON et. al., 2012), bem como de proteção do solo contra processos erosivos, sendo o fechamento total do dossel um atributo favorável nesse sentido. Apesar dos aspectos negativos, o uso de gramíneas é uma estratégia comumente usada para cobrir rapidamente o solo e controlar a erosão em áreas de mineração (GRIFFITH, 1980; CARNEIRO et.al., 2008), devido à necessidade de estabilização dos taludes formados após a extração do minério e às exigências de rápida recuperação dos órgãos ambientais. Para tal objetivo essa técnica é eficiente, porém se o objetivo da recuperação for o estabelecimento de um ambiente florestal, esse procedimento não contribui de forma satisfatória, pelo contrário, pode prejudicar o desenvolvimento da área, principalmente no caso da regeneração natural. Convém salientar que, dependendo da extensão da degradação, o uso de estratégias como essa pode ser uma das únicas alternativas plausíveis, por isso é muito comum no âmbito da mineração.

As diferenças mais evidentes entre florestas nativas e áreas restauradas foram encontradas nos parâmetros densidade, riqueza e diversidade da classe 2. Essas variáveis são influenciadas pelo tempo que, assim como a variável área basal, tendem a mudar lentamente ao longo dos anos, podendo ser necessárias várias décadas para o estabelecimento de valores similares aos da referência (LIEBSCH; MARQUES; GODENBERG, 2008; ALDAY et. al., 2011; SUGANUMA et.al., 2014).

Em relação às características de síndrome de dispersão, a floresta nativa se diferenciou bastante das áreas de restauração, apresentando valores de porcentagem bem próximos aos comumente encontrados em florestas secundárias (TABARELLI; MANTOVANI, 1999; LIEBSCH; MARQUES; GODENBERG, 2008), novamente os tratamentos de restauração apresentaram valores similares, apesar da diferença de idades. As proporções de indivíduos zoocóricos ou não-zoocóricos são importantes aspectos para se averiguar se os processos ecológicos da floresta estão sendo recuperados. A presença de espécies zoocóricas é de extrema importância para o restabelecimento do processo de dispersão, uns dos processos mais importantes para a manutenção da floresta, pois contribui para o ingresso de novos indivíduos em áreas restauradas (JORDANO et.al., 2007; CAMPOS et.al., 2012).

Apesar das discrepâncias entre florestas nativas e áreas restauradas, felizmente a análise das trajetórias indicou que ambos os métodos, com e sem tapete verde, tendem a alcançar os valores de referência rumo a condições similares de estrutura e composição em alguns parâmetros importantes como área basal, riqueza e diversidade dos indivíduos com $DAP \geq 1$ cm. O tratamento sem tapete verde apresentou retas que, atualmente, tendem a alcançar os valores de referência mais rapidamente. Porém, é preciso ponderar que as trajetórias encontram-se em tempos diferentes, não permitindo uma comparação fidedigna e, mesmo que isso ocorresse, ainda seria difícil afirmar qual trajetória é melhor ou mais eficiente. O uso de cronossequências, com poucas áreas amostrais, gera trajetórias mais lineares, dando a falsa impressão de que a evolução ecológica das áreas são lineares, direcionais e previsíveis, porém quanto mais amostras são inseridas na análise, o aumento da representatividade das situações reais de campo que estão sujeitas a maiores distúrbios naturais e antrópicos conduz a outros tipos de trajetórias possíveis, podendo ocorrer casos de trajetórias mais rápidas ou lentas, de regressão e de estados alternativos estáveis, o que também é observado quando se monitora uma mesma área ao longo do tempo (LASKY, 2014). Nesse tipo de avaliação é importante identificar se as áreas alcançaram atributos importantes para sua manutenção ao longo tempo e manter um programa de monitoramento para averiguar se as possíveis trajetórias são favoráveis ou não. Neste estudo, por exemplo, algumas variáveis apresentaram tendência

contrária aos valores de F_n , esses resultados devem ser vistos com cuidado e averiguados, visando um manejo adaptativo.

As áreas restauradas são predominantemente compostas por vegetação nativa, apresentando poucos indivíduos arbóreos exóticos, porém ainda apresenta baixíssima similaridade florística com a floresta nativa, sendo considerados dissimilares. Esse resultado é esperado para ecossistemas em momentos de sucessão diferentes, porém as duas áreas estão inseridas em condições favoráveis à chegada de propágulos da floresta nativa, o que contribui para aumentar a similaridade entre as áreas ao longo do tempo (HOOPER; LEGENDRE; CONDUCT, 2005; BERTONCINI; RODRIGUES, 2008).

Em geral os resultados indicam que os dois métodos de restauração apresentam tendências de retorno às condições similares ao ecossistema de referência, porém distúrbios antrópicos e/ou naturais podem modificar a tendência e condicionar a configuração de ecossistemas híbridos ou neoecossistemas (HOBBS et al., 2009). As áreas com tapete verde, apesar das tendências otimistas, necessitam de maiores intervenções para garantir uma estrutura florestal que permita a chegada e o estabelecimento de novos indivíduos, tornando-se um método mais dispendioso. Essa característica foi influenciada pelo uso de gramíneas exóticas no recobrimento inicial da área que, apesar de ser um método eficiente de controle de erosão, atualmente, pode ser uma barreira relevante à evolução da trajetória ecológica das áreas.

Também é relevante observar que em geral os dois métodos de restauração apresentaram alguns valores semelhantes aos projetos de recuperação conduzidos em áreas que não sofreram impactos tão drásticos como os provocados pela mineração (MELO; DURIGAN, 2007; BERTACCHI et. al., 2012). Além disso, outros trabalhos que avaliaram o uso da restauração florestal em áreas mineradas também apresentaram resultados positivos e promissores (PARROTA, KNOWLES, 2001; KOCH; HOBBS, 2007; BRADY; NOSKE, 2010), fortalecendo a perspectiva de que metas mais ambiciosas podem ser alcançadas nessas áreas e que os instrumentos legais que regulam a recuperação de áreas mineradas podem incluir a restauração florestal, como exigência para compensação ambiental dos empreendimentos.

Os resultados desse estudo demonstraram que a definição dos objetivos da recuperação é crucial para escolha da estratégia que será usada. No caso do método de restauração com tapete verde, utilizou-se duas estratégias com objetivos contrastantes, o plantio de gramíneas é um eficiente método de controle da erosão e cobertura de solo, porém o uso em projetos de restauração florestal pode ser extremamente prejudicial à formação de uma floresta, já que as

gramíneas competem com os indivíduos jovens, impedindo o fechamento do dossel e o retorno de processos como a regeneração. A restauração florestal apenas com nativas, sem o uso do tapete verde e com alta densidade de indivíduos (espaçamento 1,5 X 1,5), também é um método que, juntamente com técnicas de engenharia ecológica (recondicionamento do relevo, restabelecimento da drenagem e conservação do solo), pode cobrir o solo e controlar a erosão, além de alcançar parâmetros desejáveis para o sucesso da restauração em menos tempo, reduzindo gastos com manutenção e manejo adaptativo. Além disso, os resultados demonstram ser totalmente possível restabelecer em áreas mineradas uma cobertura florestal de qualidade, deixando claro que urge políticas públicas e leis mais detalhadas para minimizar o débito ambiental deixado pela atividade de mineração. A restauração florestal de áreas mineradas, e não apenas a cobertura dessas áreas com qualquer tipo de vegetação, é possível e altamente recomendável na atual conjectura de problemas ambientais e deve assim ser estimulada e cobrada pelo poder público (REY BENAYAS et.al., 2009).

5 CONCLUSÕES

A trajetória ecológica de comunidades florestais reestabelecidas em áreas mineradas de bauxita por meio de métodos de restauração florestal com e sem tapete verde apresentam tendência de retorno a algumas condições históricas de estrutura e composição em relação a ecossistemas de referência. No entanto, a trajetória estabelecida pelo método sem tapete verde tende, atualmente, a alcançar os valores de referência mais rapidamente que a obtida pelo uso do tapete verde.

Dessa forma, é possível concluir que o uso de gramíneas não é necessário para o recobrimento inicial do solo em projetos de restauração florestal de áreas mineradas.

REFERÊNCIAS

- ALDAY, J.G.; MARRS, R.H.; MARTÍNEZ-RUIZ, C. Vegetation convergence during early succession on coal wastes: a 6-year permanent plot study. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 22, p. 1072–1083, Dec. 2011.
- ALVARES, C.A., STAPE, J.L., SENTELHAS, P.C., GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, DOI: <http://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ALMEIDA, R.O.P.O.; SANCHEZ, L.E. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação do desempenho. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 29, n. 1, p.47-54, Jan./Fev. 2005.
- ARONSON, J.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P. H. S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. **IF Série Registros**, São Paulo, v. 44, p. 1-48, 2011.
- BERTACCHI, M.I.F.; BRANCALION, P.H.S.; BRONDANI, G.E.; MEDEIROS, J. C.; RODRIGUES, R.R. Caracterização das condições de microssítio de áreas em restauração com diferentes idades. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 36, p. 895-906, Set./Out. 2012.
- BERTONCINI, A.P.; RODRIGUES, R.R. Forest restoration in an indigenous land considering a forest remnant influence (Avai, São Paulo State, Brazil). **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 25,; n. 3, p. 513-521, Abr. 2008.
- BRADY, C. J.; NOSKE, R. A. Succession in Bird and Plant Communities over a 24-Year Chronosequence of Mine Rehabilitation in the Australian Monsoon Tropics. **Restoration Ecology**, Malden, v. 18, n. 6, p. 855–864, Nov. 2010.
- BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; STRASSBURG, B. B. N.; RODRIGUES, R. R. . Finding the money for tropical forest restoration. **Unasylva** , Rome, v. 63, p. 41-50, Jan. 2012.
- BRASIL. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil: versão atualizada até a Emenda n. 83/2014. Disponível em:< http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/ConstituicaoCompilado.htm> Acesso em: 19 set. 2014.
- _____. Decreto n. 97.632 de 10 de abril de 1989. Dispõe sobre a regulamentação do Artigo 2º, inciso VIII, da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/D97632.htm>. Acesso em: 19 set. 2014.
- _____. Departamento Nacional de Produção Mineral. Portaria n. 237 de 18 de outubro de 2001. Determinar a publicação das Normas Reguladoras de Mineração - NRM, no DOU, nos termos do Anexo I desta Portaria. Disponível em: <http://www.diariodasleis.com.br/busca/exibelinck.php?numlink=1-60-29-2001-10-18-237>>. Acesso em: 19 de set. 2014.

_____. **Lei n. 6.938, de 31 de agosto de 1981.** Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/16938.htm> Acesso em: 19 de set. 2014.

_____. **Lei n. 7.805, de 18 de julho de 1989.** Altera o Decreto-Lei nº 227, de 28 de fevereiro de 1967, cria o regime de permissão de lavra garimpeira, extingue o regime de matrícula, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L7805.htm>. Acesso em: 19 de set. 2014.

BROOKS, K.J.; SETTERFIELD, S.A.; DOUGLAS, M.M. Exotic Grass Invasions: Applying a Conceptual Framework to the Dynamics of Degradation and Restoration in Australia's Tropical Savannas. **Restoration Ecology**, Malden, v. 18, n. 2, p. 188–197, Mar. 2010.

CAMPOE, O.C.; STAPE, J. L.; MENDES, J.C.T. Can intensive management accelerate the restoration of Brazil's Atlantic forests? **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 259, p. 1808–1814, June 2009.

CAMPOS, W.H.; NETO, A.M.; PEIXOTO, H.J.C.; 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, Out./Dez. 2012.

CAO, C.S.; CHEN, L.; GAO, W.; CHEN, Y.; YAN, M. Impact of planting grass on terrene roads to avoid soil erosion. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 78, p. 205–216, Nov. 2006.

CARNEIRO, M.A.C.; SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.Z.; SOARES, A.L.L. Carbono orgânico, nitrogênio total, biomassa e atividade microbiana do solo em duas cronossequências de reabilitação após a mineração de bauxita. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 2, p.621-632, Mar/Abr. 2008.

CARON, B.O.; LAMEGO, F.P.; SOUZA, V.Q. de S.; COSTA, E.C C.; ELOY, E.; BEHLING, A.; TREVISAN, R. Interceptação da radiação luminosa pelo dossel de espécies florestais e sua relação com o manejo das plantas daninhas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 42, n. 1, p. 75-82, Jan. 2012.

CASTRO, C.R.T.; CARVALHO, M.M. Florescimento de gramíneas forrageiras sob luminosidade reduzida. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 30, n. 1, p. 163-166, Mar. 2000.

CAVALCANTE, J.C.; CUNHA, H.C.S.; CHIEREGATI, L.A.; KAEFER, L.Q.; ROCHA, J.M.; DAITX, E.C.; COUTINHO, M.G.N.; YAMAMOTO, K.; DRUMOND, J.B.V.; ROSA, D.B.; RAMALHO, R. Projeto Sapucaí. Estados de Minas Gerais e São Paulo. Brasília: DNPM/CPRM, 1979. 299p.(Relatório Final de Geologia) (Série Geologia,5, Seção Geologia Básica,2).

DIAS, L.E.; ASSIS, I.R. Restauração Ecológica em áreas degradadas pela mineração. In: SIMPÓSIO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA,4., 2011, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Instituto de Botânica, 2011. 344p.

DIAS, L.E. Caracterização de substratos para fins de recuperação. In: Dias, L.E. e Mello J.W.V. (Ed.). **Recuperação de Áreas Degradadas**. Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas. Viçosa, Viçosa: Folha de Viçosa, 1998. p.27-44.

DIAS, L.E.; FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.C. Fertilidade e seu manejo em áreas degradadas. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V.; V.H., BARROS, N.F.de; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L.(Ed.). **Fertilidade do Solo**. Viçosa: SBCS, 2007. cap. 17, p. 955-990.

DRUMMOND, G.M. (Coord.) **Plano de Manejo Reserva Particular do Patrimônio Natural do retiro Branco**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2009. Plano de Manejo apresentado à Alcoa Alumínio S/A, Poços de Caldas. 177p.

FLORY, S.L.; CLAY, K. Invasive plant removal method determines native plant community responses. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 46, p. 434–442, Apr. 2009.

GAUNT, R.J.; BLISS, N.W. Bauxite mine rehabilitation at Trombetas in the Amazon Basin. **Minerals Industry International, IMM Bulletin**, London, v. 1011, p. 21-26, 1993.

GRACE III, J.M. Forest road sideslopes and soil conservation techniques. **Journal of Soil And Water Conservation**, Ankeny, v. 55, n. 1, p. 96-101, 2000.

GRIFFITH, J.J. BOLETIM TÉCNICO. Recuperação Conservacionista de Superfícies Mineradas, 1980. 51p.(Boletim Técnico, 2).

GRIFFITH, J.J.; DIAS, L.E.; JUCKSCH, I. Recuperação de áreas degradadas usando vegetação nativa. **Saneamento Ambiental**, São Paulo, v. 7, n. 37, p. 28-37, 1996.

HOBBS, R.J.; HIGGS, E.; HARRIS, J.A. Novel ecosystems: implications for conservation & restoration. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 24, n. 11, p 599-605, Nov. 2009.

HOLANDA, F.S.R.; ROCHA, I.P.; OLIVEIRA, V.S. Estabilização de taludes marginais com técnicas de bioengenharia de solos no Baixo São Francisco. **Revista Brasileira De Engenharia Agrícola E Ambiental**, Campina Grande, v.12, n.6, p.570–575, Nov./Dec. 2008.

HOOPER, E.; LEGENDRE, P.; CONDUCT, R. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 42, p. 1165–1174, Dec. 2005.

HOW Does Large-Scale Mining Affect Agriculture? Disponível em: <<http://www.miningfacts.org/Economy/How-Does-Large-Scale-Mining-Affect-Agriculture/>>. Acesso em: 14 set. 2014.

IBGE. **Mapas interativos**. Disponível em: <<http://mapas.ibge.gov.br/interativos/arquivos/downloads>> Acesso em. 14 set. 2014.

ICMM (Conselho Internacional de Mineração e Metais). **O setor de mineração no Brasil: fortalecimento institucional para o desenvolvimento sustentável**. Brasil, 2013. 116p.

INFORME mineral. Brasília: Departamento Nacional de Produção Mineral, 2014. 23p.

JACKSON, S.T.; HOBBS, R.J. Ecological restoration in the light of ecological history. **Science**, Washington, v. 325, n. 5940, p. 567–569, July 2009.

JAKOVAC, A.C.C. **O uso do banco de sementes florestal contido no *topsoil* como estratégia de recuperação de áreas degradadas**. 2007. 142p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2007.

JORDANO, P.; GARCÍA, C.; GODOY J. A.; GARCÍA-CASTAÑO, J. L. Differential contribution of frugivores to complex seed dispersal patterns. **Proceedings of the National Academy of Sciences United States America**, Washington, v. 104, n. 9, p. 3278–3282, Feb 2007.

KOCH, J.M.; HOBBS, R.J. Synthesis: Is Alcoa Successfully Restoring a Jarrah Forest Ecosystem after Bauxite Mining in Western Australia? **Restoration Ecology**, Malden, v. 15, n. 4, p. S137–S144 S137, Dec. 2007.

KOPEZINSKI, I. **Mineração X meio ambiente**: considerações legais, principais impactos ambientais e seus processos modificadores. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2000. 103p.

LASKY, J.R.; URIARTE, M.; BOUKILI, V.K.; CHAZDON, R.L. Trait-mediated assembly processes predict successional changes in community diversity of tropical forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences United States America**, Washington, v. 111, n. 15, p. 5616–5621, Apr. 2014.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, London, v. 141, p. 1717–1725, June 2008.

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

LORENZI, H. **Árvores exóticas no Brasil: madeireiras, ornamentais e aromáticas**. 1.ed. Instituto Plantarum de Estudos da Flora, 2003. 368 páginas.

LYNCH, L.S. **Indicadores de recuperação de áreas degradadas pela exploração de bauxita em Porto Trombetas (PA)**. 2004. 60p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2004.

MAGURRAM, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton: Princeton University, 1988. 179p.

MAJER, J.D. Ant recolonisation of rehabilitated bauxite mines at Trombetas, Pará, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.12, p. 257-273, Mar. 1996.

_____. Ant recolonisation of rehabilitated bauxite mines of Poços de Caldas, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.8, p. 97-108, Feb. 1992.

MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 73, p. 101-111, mar. 2007.

MOREIRA, P.R. **Manejo do solo e recomposição da vegetação com vistas a recuperação de áreas degradadas pela extração de bauxita, Poços de Caldas, MG.** 2004. 13 p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2004.

MORGAN, R.P.C.; TADESSE, L.D. Contour grass strips: a laboratory simulation of their role in erosion control using live grasses. **Soil Technology**, Amsterdam, v. 9, p. 83–89, May 1996.

NAPPO, M.E.; GRIFFITH, J.J.; MARTINS, S.V. ; de MARCO JÚNIOR, P. ; SOUZA, A. L.; OLIVEIRA FILHO, A.T. Dinâmica da estrutura fitossociológica da regeneração natural em sub-bosque de *Mimosa scabrella* Benth em área minerada, em Poços de Caldas, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 6, p. 811-829, Nov./Dec. 2004.

ORTEGA-PIECKA, A.; LÓPEZ-BARRERA, F., RAMÍREZ-MARCIAL, N.; GARCÍA-FRANCO, J. G. Early seedling establishment of two tropical montane cloud forest tree species: The role of native and exotic grasses. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.261, p. 1336–1343, Jan. 2011.

PARROTA, J.A.; KNOWLES, O.H. Restauração florestal em áreas de mineração de bauxita na Amazônia. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.M.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B (Org.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. cap. 14, p. 307-330.

_____. Restoring tropical forests on lands mined for bauxite: Examples from the Brazilian Amazon. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 17, p. 219-239, July 2001.

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

PAYÀ, F.H. Actividad minera y contaminación ambiental. In: Fundacion ambiente y recursos naturales. **Consideraciones de un regimen juridico ambiental para la mineria em la Argentina**. Buenos Aires: FARN, 1995, cap. 3, p. 41-53.

PIJL, L.V. der. **Principles of Dispersal in Higher Plants**. 2nd ed. Berlim: Springer-Verlag. 1972. 161p.

REFLORA: Lista de espécies da flora do Brasil. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/listaBrasil/PrincipalUC/PrincipalUC.do>>. Acesso em: 15 agosto de 2014.

REY BENAYAS, J.M.; NEWTON, A.C.; DIAZ, A.; BULLOCK, J.M. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. **Science**, Washington, v. 325, p. 1121–1124, Aug. 2009.

REZENDE, L.A.L.; DIAS, L.E.D. Avaliação do uso do topsoil através da regeneração natural em projeto de restauração ecológica no Quadrilátero Ferrífero-MG. In: BARBOSA, L.M. SIMPÓSIO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA, 4., 2011. São Paulo. **Anais...** 2011. p. 280.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2004. cap. 15, p. 233-247.

SALOMÃO, R.P.; ROSA, N.A.; MORAES, K.A.C. Dinâmica da regeneração natural em áreas mineradas na Amazônia. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Serie Ciencias Naturais**, Belém, v. 2, n. 2, p. 85-139, Maio 2007.

SAMPAIO, A.B.; HOLL, K.D.; SCARIOT, A. Does Restoration Enhance Regeneration of Seasonal Deciduous Forests in Pastures in Central Brazil? **Restoration Ecology**, Malden, v. 15, n.3, p.462–471, Sept. 2007.

SANTANA, A.L. Alumínio. Departamento Nacional de Produção Mineral: Sumário Mineral 2013. Disponível em: <https://sistemas.dnpm.gov.br/publicacao/mostra_imagem.asp?IDBancoArquivoArquivo=8964> Acesso em: 19 de set. 2014.

SANTOS, L.M. **Restauração de Campos Ferruginosos mediante resgate da flora e uso do topsoil no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais**. 2010. 180p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2010.

SCLIAR, C. (Coord.) **Plano Nacional de Mineração 2030 (PNM – 2030)**. Brasília: Ministério de Minas e Energia, 2010. 178p.

SENGUPTA, M. Environmental impacts of mining: Monitoring, restoration, and control. Boca Raton: Lewis Publishers, 1993. 512p.

CLEWELL, A.; ARONSON, J.; WINTERHALDER, K.; HIGGS, E.; MARTINEZ, D.; HOBBS, R.; HARRIS, J.; MURCIA, C.; RIEGER, J. **Princípios da SER International sobre a restauração ecológica**. Disponível em: <<http://www.ser.org/docs/default-document-library/ser-primer-portuguese.pdf>> Acesso em: 19 de jul. 2014

SIQUEIRA, J.O.; SOARES, C.R.F.S.; SILVA, C.A. Matéria orgânica em áreas degradadas. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metropole, 2008. p. 495-524.

SPAROVEK, G; BERNDT, G; BARRETTO, A. G. O. P.; KLUG, I. L. F. The revision of the Brazilian Forest Act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? **Environmental Science & Policy**, Exeter, v. 16, p. 65-72, Feb. 2012.

SUGANUMA, M.S.; ASSIS, G.B.; DURIGAN, G. Changes in plant species composition and functional traits along the successional trajectory of a restored patch of Atlantic Forest. **Community Ecology**, Budapest, v.15, n. 1, p. 27-36, June 2014.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 59, n. 2, p. 239-250. June 1999.

THAXTON, J. M.; CORDELL, S.; CABIN, R. J.; SANDQUIST, D.R. Non-Native Grass Removal and Shade Increase Soil Moisture and Seedling Performance during Hawaiian Dry Forest Restoration. **Restoration Ecology**, Malden, v. 20, n. 4, p. 475–482, July 2012.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. Upper Saddle River: Prentice Hall, 1999. 663p.

ANEXO

Anexo A – Regressões que não apresentaram efeito da idade.

Figura 1 - Regressões lineares que não apresentaram efeito significativo da idade ($p < 0,05$), (+) parcelas do método de restauração sem tapete verde, (o) parcelas do método de restauração com tapete verde. A linha sólida representa a reta melhor ajustada aos dados e a área em cinza representa a amplitude de variação dos valores de floresta nativa, sem considerar o efeito de idade. r^2 é o coeficiente de determinação. Regressões: A e B, Porcentagem de cobertura de gramínea; C e D, Densidade de indivíduos da classe 1 ($DAP \geq 1\text{cm}$).

Figura 2 - Regressões lineares que não apresentaram efeito significativo da idade ($p < 0,05$), (+) parcelas do método de restauração sem tapete verde, (o) parcelas do método de restauração com tapete verde. A linha sólida representa a reta melhor ajustada aos dados e a área em cinza representa a amplitude de variação dos valores de floresta nativa, sem considerar o efeito de idade. r^2 é o coeficiente de determinação. Regressões: A e B, Densidade de indivíduos da classe 2 ($DAP < 1\text{cm}$); C e D, Equabilidade de indivíduos da classe 1 ($DAP \geq 1\text{cm}$).

Figura 3 - Regressões lineares que não apresentaram efeito significativo da idade ($p < 0,05$), (+) parcelas do método de restauração sem tapete verde, (o) parcelas do método de restauração com tapete verde. A linha sólida representa a reta melhor ajustada aos dados e a área em cinza representa a amplitude de variação dos valores de floresta nativa, sem considerar o efeito de idade. r^2 é o coeficiente de determinação. Regressões: A, Riqueza de espécies zoocóricas da classe 1 ($DAP \geq 1\text{cm}$); B, Porcentagem de espécies zoocóricas da classe 1 ($DAP \geq 1\text{cm}$); C e D, Riqueza de anemocóricas da classe 1 ($DAP \geq 1\text{cm}$).

Figura 4 - Regressões lineares que não apresentaram efeito significativo da idade ($p < 0,05$), (+) parcelas do método de restauração sem tapete verde, (o) parcelas do método de restauração com tapete verde. A linha sólida representa a reta melhor ajustada aos dados e a área em cinza representa a amplitude de variação dos valores de floresta nativa, sem considerar o efeito de idade. r^2 é o coeficiente de determinação. Regressões: A e B, Porcentagem de espécies anemocóricas da classe 1 ($DAP \geq 1\text{cm}$); C, Riqueza de espécies autocóricas da classe 1 ($DAP \geq 1\text{cm}$); D, Porcentagem de espécies autocóricas da classe 1 ($DAP \geq 1\text{cm}$).

Figura 5 - Regressões lineares que não apresentaram efeito significativo da idade ($p < 0,05$), (+) parcelas do método de restauração sem tapete verde, (o) parcelas do método de restauração com tapete verde. A linha sólida representa a reta melhor ajustada aos dados e a área em cinza representa a amplitude de variação dos valores de floresta nativa, sem considerar o efeito de idade. r^2 é o coeficiente de determinação. Regressões: A, Porcentagem de espécies autocóricas da classe 1 ($DAP \geq 1\text{cm}$); B, Porcentagem de espécies zoocóricas da classe 2 ($DAP < 1\text{cm}$); C e D Riqueza de espécies anemocóricas da classe 2 ($DAP < 1\text{cm}$).

Figura 6 - Regressões lineares que não apresentaram efeito significativo da idade ($p < 0,05$), (+) parcelas do método de restauração sem tapete verde, (o) parcelas do método de restauração com tapete verde. A linha sólida representa a reta melhor ajustada aos dados e a área em cinza representa a amplitude de variação dos valores de floresta nativa, sem considerar o efeito de idade. r^2 é o coeficiente de determinação. Regressões: A e B, Porcentagem de espécies anemocóricas da classe 2 (DAP < 1cm); C e D, Riqueza de espécies autocóricas da classe 2 (DAP < 1cm).

Figura 7 - Regressões lineares que não apresentaram efeito significativo da idade ($p < 0,05$), (+) parcelas do método de restauração sem tapete verde, (o) parcelas do método de restauração com tapete verde. A linha sólida representa a reta melhor ajustada aos dados e a área em cinza representa a amplitude de variação dos valores de floresta nativa, sem considerar o efeito de idade. r^2 é o coeficiente de determinação. Regressões: A e B, Porcentagem de espécies autocóricas da classe 2 (DAP < 1cm); C, Porcentagem de cobertura de dossel.