

AURINO MIRANDA NETO

**BANCO DE SEMENTES DO SOLO, REGENERAÇÃO NATURAL E
DINÂMICA DA SERAPILHEIRA EM ÁREA MINERADA EM PROCESSO DE
RESTAURAÇÃO NO SUDESTE DO BRASIL**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de Doctor Scientiae.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2015

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

M672b
2015

Miranda Neto, Aurino, 1981-

Banco de sementes do solo, regeneração natural e dinâmica da serapilheira em área minerada em processo de restauração no sudeste do Brasil / Aurino Miranda Neto. – Viçosa, MG, 2015. vi, 64f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui anexo.

Orientador: Sebastião Venâncio Martins.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Recuperação da terra. 2. Revegetação. 3. Ecologia Florestal. 4. Indicadores ambientais. 5. Minas e mineração. 6. Bauxita. I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Florestal. Programa de Pós- graduação Ciência Florestal. II. Título.

CDD 22. ed. 631.64

AURINO MIRANDA NETO

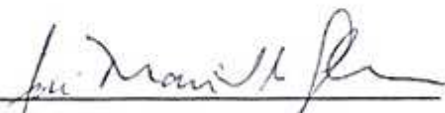
**BANCO DE SEMENTES DO SOLO, REGENERAÇÃO NATURAL E
DINÂMICA DA SERAPILHEIRA EM ÁREA MINERADA EM PROCESSO DE
RESTAURAÇÃO NO SUDESTE DO BRASIL**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de Doctor Scientiae.


APROVADA: 27 fevereiro de 2015.



Elias Silva



José Marinaldo Gleriani



Nilza de Lima Pereira Sales



Fillipe Tamiozzo Pereira Torres



Sebastião Venâncio Martins
(Orientador)

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Eurival e Iêda, e minha irmã Priscila, por todo carinho, amor, suporte e compreensão ao longo de toda a minha vida e por nunca deixarem de acreditar em mim.

À minha esposa, Kelly, por me fazer feliz a cada dia com seu amor e carinho, pelo seu companheirismo, por ser uma pessoa maravilhosa e por sempre me ajudar na coleta dos dados de campo e em laboratório. Te amo!

A toda minha família e amigos que fizeram parte desta minha trajetória.

Ao meu orientador, Prof. Sebastião Venâncio Martins, pela oportunidade, ensinamentos, confiança depositada, pela sua amizade, pela atenção disponibilizada sempre que era preciso. Muito obrigado pela sua orientação durante o Doutorado.

Aos membros da banca, por contribuírem na melhoria dessa tese.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de doutorado concedida.

À Universidade Federal de Viçosa (UFV), através do Departamento de Engenharia Florestal (DEF), pelo treinamento proporcionado, por meio dos professores.

Aos funcionários do DEF, em especial a Ritinha e Alexandre, pela atenção e eficiência.

À Votorantim Metais, pelo financiamento do projeto através de convênio com o LARF-UFV com interveniência da SIF-UFV, principalmente nas pessoas dos Engenheiros Raul de Abreu Demolinari e Aldo Teixeira Lopes.

Aos estagiários e amigos, Marcos, Thaís, Ananda, pelo auxílio na coleta dos dados de campo e em laboratório.

Ao Sr. Luiz (Setor de Plantas Daninhas), pela ajuda no reconhecimento das espécies herbáceas.

Aos amigos da Pós-graduação, Geanna, Jeane, Wanusa, Lucas, Pedro, Junia, Camila, Grazielle, pela convivência durante o Doutorado.

A todas as demais pessoas que contribuíram para a realização deste trabalho e que, de alguma forma, estiveram presentes em minha vida durante os anos de Doutorado.

BIOGRAFIA

Aurino Miranda Neto, filho de Eurival Luiz Miranda e Iêda Dias Miranda, irmão de Priscila Maria Dias Miranda, nasceu em 03 de abril de 1981, no município de Taiobeiras, Minas Gerais.

Cursou o ensino fundamental na Escola Estadual Oswaldo Lucas Mendes, em Taiobeiras, MG, e o ensino médio na Escola Agrotécnica Federal de Salinas, MG, obtendo o título de Técnico em Agropecuária em dezembro de 1998.

Em 2003, iniciou o curso de Engenharia Agrícola e Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa, MG, transferindo-se para Engenharia Florestal em 2007, pela mesma universidade e graduou-se em julho de 2009. Durante sua graduação desenvolveu trabalhos nas áreas de Ecologia e Restauração Florestal, tendo sido bolsista de iniciação científica.

Em agosto de 2009, iniciou o curso de Mestrado em Ciência Florestal, com ênfase em Meio Ambiente e Conservação da Natureza, na Universidade Federal de Viçosa, MG, obtendo então, em julho de 2011 o título de Mestre em Ciência Florestal.

Em agosto de 2011, iniciou o curso de Doutorado em Ciência Florestal, com ênfase em Meio Ambiente e Conservação da Natureza, na Universidade Federal de Viçosa, MG, obtendo então, em fevereiro de 2015 o título de Doutor em Ciência Florestal.

SUMÁRIO

RESUMO	v
ABSTRACT	vi
1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. ARTIGO 1 - BANCO DE SEMENTES EM ÁREA MINERADA EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO NO SUDESTE DO BRASIL	4
3. ARTIGO 2 - NATURAL REGENERATION IN MINED AREA IN RESTORATION PROCESS IN SOUTHEAST BRAZIL	27
4. ARTIGO 3 - LITTER PRODUCTION AND LEAF LITTER DECOMPOSITION IN MINED AREA IN RESTORATION PROCESS IN SOUTHEAST BRAZIL.....	46
5. CONCLUSÕES GERAIS	63
ANEXO.....	64

RESUMO

MIRANDA NETO, Aurino, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2015. **Banco de sementes do solo, regeneração natural e dinâmica da serapilheira em área minerada em processo de restauração no sudeste do Brasil.** Orientador: Sebastião Venâncio Martins.

Este estudo teve como objetivo geral avaliar o banco de sementes do solo, o estrato de regeneração e a serapilheira de uma área minerada em processo de restauração, após dez anos de sua implantação. Na área, foram alocadas 40 parcelas de 3,0 x 3,0 m. Em cada parcela coletou-se uma amostra de solo superficial (0,25 x 0,30 x 0,05 m) para avaliação do banco de sementes do solo pelo método de germinação em casa de sombra, durante seis meses. Para avaliar o estrato de regeneração, todos os arbustos e árvores com altura $\geq 0,30$ m e diâmetro a 1,30 m de altura (DAP) $\leq 5,0$ cm presentes nas parcelas foram amostrados e classificados em categorias sucessionais e síndromes de dispersão. Foram instalados 40 coletores de 1 m². O material (serapilheira) interceptado pelos coletores foi coletado mensalmente, durante um ano, e separado em frações: folha, flor, fruto/semente e ramos. Em seguida, a produção foi quantificada. Quarenta litterbags foram distribuídos na área de estudo. Foi estimada a taxa de decomposição "k" e o tempo de meia vida ($t_{0,5}$) da serapilheira. No banco de sementes emergiram 2.489 plântulas, pertencentes a 69 espécies e 23 famílias botânicas, e densidade de 830 propágulos m⁻². As famílias com maior densidade foram Poaceae e Cannabaceae. Houve maior proporção de espécies e indivíduos da categoria sucessional pioneira e síndrome de dispersão zoocórica. No estrato de regeneração natural foram registrados 705 indivíduos, 80 espécies e 30 famílias. As famílias com maior riqueza de espécies foram Fabaceae e Melastomataceae e a espécie com o maior valor de importância (VI) foi *Myrcia splendens* (Sw.) DC. Predominaram as espécies secundárias iniciais e zoocóricas. A produção anual de serapilheira foi estimada em 6.772 ± 1.940 kg ha⁻¹. A fração predominante foi de folhas (5.101 ± 1.486 kg ha⁻¹). A maior taxa de decomposição e conseqüente menor valor de meia-vida foram registrados no período outubro-dezembro de 2012. Com os resultados obtidos, após dez anos de implantação do projeto de restauração, em relação a composição florística do estrato de regeneração, da capacidade de resiliência da floresta e da dinâmica da serapilheira, pode-se considerar que os processos ecológicos da área foram restaurados com sucesso.

ABSTRACT

MIRANDA NETO, Aurino, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2015. **Soil seed bank, natural regeneration and litter dynamics in mined area in restoration process in southeast Brazil.** Adviser: Sebastião Venâncio Martins.

The aim of this study was to evaluate the soil seed bank, the regeneration layer and litter dynamics of a mined area in restoration process, after ten years of its implementation. In the area, was allocated 40 plots of 3.0 x 3.0 m. In each plot, collected a sample of surface soil (0.25 x 0.30 x 0.05 m) to evaluate the soil seed bank by germination method in shade house for six months. To assess the regeneration layer, all the shrubs and trees with height ≥ 0.30 m and diameter at 1.30 m height (DBH) ≤ 5.0 cm within plots were sampled and classified as successional categories and dispersal syndromes. Were installed 40 litter traps of 1 m². The material (litter) intercepted by the traps was collected monthly during one year and separated into fractions: leaf, flower, fruit-seed and branches. Then, the production was quantified. Forty litterbags were arranged systematically in the study area. Was estimated decomposition rate “k” and half-life time ($t_{0.5}$) of the litter. In the seed bank emerged 2,489 seedlings, belonging to 69 species and 23 botanical families, and density of 830 seedlings m⁻². Poaceae and Cannabaceae were families with higher density. Predominated species and individuals in the successional category pioneer and dispersion syndrome zoochoric. In natural regeneration layer we found 705 individuals, 80 species and 30 families. The families with the greatest species richness were Fabaceae and Melastomataceae and the specie with the greatest importance value (IV) was *Myrcia splendens* (Sw.) DC. Predominated the early secondary species and zoochoric species. The annual litter production was estimated at $6,772 \pm 1,940$ kg ha⁻¹. The predominant fraction was leaf ($5,101 \pm 1,486$ kg ha⁻¹). The highest decomposition rate and the consequent lowest value for half-life were recorded in the period October-December 2012. With the results obtained, after ten years of implementation of the restoration project, in relation the floristic composition of the regeneration layer, the resilience of the forest and the litter dynamics, can consider that the ecological processes of the area was successfully restored.

1. INTRODUÇÃO GERAL

O Brasil é o quarto maior produtor mundial de bauxita, com 32,5 milhões de toneladas (11,5% da produção mundial) em 2013, depois da Austrália, China e Indonésia (U.S. GEOLOGICAL SURVEY, 2015). As reservas mundiais de bauxita somam 28 bilhões de toneladas e o Brasil possui a terceira maior reserva (9,3%), depois de Guiné e Austrália (U.S. GEOLOGICAL SURVEY, 2015).

A mineração é um agente impactante sobre o meio ambiente, que apesar de não ocupar grandes extensões de terra como a agricultura e a pecuária, pode provocar efeitos ambientais negativos em função do movimento de camadas do solo e supressão da cobertura vegetal (BANNING et al., 2008; BARROS et al., 2012). Contudo, cabe destacar que as empresas de mineração estão entre as que mais investem na área ambiental, na restauração de áreas degradadas, na compensação ambiental e na conservação de reservas e APPs – Áreas de Preservação Permanente.

Neste cenário torna-se necessário a utilização de técnicas de restauração florestal visando a recomposição do ecossistema degradado e o retorno de comunidades vegetais representativas da diversidade das formações florestais onde a área degradada está inserida (JEFFERSON, 2004; COURTNEY et al., 2009).

A restauração florestal proporciona ao sítio degradado condições mínimas para o estabelecimento dos processos ecológicos e pode trazer grandes contribuições ao conhecimento da ecologia, permitindo observar e avaliar a funcionalidade das comunidades vegetais (RODRIGUES e GANDOLFI, 2000; LOPES et al., 2006). Assim, torna-se importante a avaliação da restauração.

É possível realizar a avaliação da restauração florestal através de inúmeros indicadores, tais como: presença de espécies arbóreas exóticas e invasoras, ataque de formigas cortadeiras, sintomas de deficiência nutricional, número de indivíduos de espécies arbustivo-arbóreas, mortalidade de mudas, cobertura de área por espécies arbustivo-arbóreas e acréscimo de outras formas de vida.

Entretanto, os indicadores mais utilizados são os indicadores vegetativos como: a regeneração natural, crescimento e sobrevivência das mudas plantadas, chuva de sementes, banco de sementes do solo, abertura do dossel, produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes (MARTINS, 2013).

Ecossistemas florestais apresentam grande complexidade e nunca são idênticos, pelo menos se forem examinados com maiores detalhes, conseqüentemente nenhum

ecossistema restaurado será exatamente igual a um ecossistema de referência. Se o grande número de variáveis que podem ser utilizadas para avaliação for efetivamente usado, o tempo necessário para obtenção de resultados pode se estender muito. Cabe ao restaurador julgar quais as variáveis mais adequadas a cada situação deve-se utilizar na avaliação do ecossistema em processo de restauração (SER, 2004).

O conhecimento dos processos ecológicos envolvidos na dinâmica de populações de plantas através da avaliação de áreas em restauração é importante para a definição de estratégias de conservação, manejo e restauração de outros ecossistemas florestais (MIRANDA NETO, 2011).

Este estudo tem como objetivo geral, avaliar o banco de sementes, o estrato de regeneração e a serapilheira de uma área minerada em processo de restauração por meio de plantio de espécies arbóreas, após dez anos de sua implantação. Para tanto, realizou-se um levantamento florístico do estrato de regeneração, avaliou-se o banco de sementes do solo e a produção e decomposição da serapilheira na área.

O estudo está organizado em artigos, a saber: 1) Banco de sementes em área minerada em processo de restauração no sudeste do Brasil; 2) Natural regeneration in mined area in restoration process in southeast Brazil; 3) Litter production and leaf litter decomposition in mined area in restoration process in southeast Brazil.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BANNING, N. C.; GRANT, C. D.; JONES, D. L.; MURPHY, D. V. Recovery of soil organic matter, organic matter turnover and nitrogen cycling in a post-mining forest rehabilitation chronosequence. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 40, p. 2021-2031, 2008.

BARROS, D. A.; GUIMARÃES, J. C. C.; PEREIRA, J. A. A.; BORGES, L. A. C.; SILVA, R. A.; PEREIRA, A. A. S. Characterization of the bauxite mining of the Poços de Caldas alkaline massif and its socio-environmental impacts. **REM: Revista Escola de Minas**, v. 65, n. 1, p. 127-133, 2012.

COURTNEY, R.; MULLEN, G.; HARRINGTON, T. An Evaluation of Revegetation Success on Bauxite Residue. **Restoration Ecology**, v. 17, n. 3, p. 350-358, 2009.

JEFFERSON, L. V. Implications of plant density on the resulting community structure of mine site land. **Restoration Ecology**, v. 12, n. 3, p. 429-438, 2004.

LOPES, K. P.; SOUZA, V. C.; ANDRADE, L. A.; DORNELAS, G. V.; BRUNO, R. L. A. Estudo do banco de sementes em povoamentos florestais puros e em uma capoeira de floresta Ombrófila Aberta, no município de Areia, PB, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n.1, p. 105-113, 2006.

MARTINS, S.V. **Recuperação de áreas degradadas**: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. 3ª ed. Viçosa: Aprenda Fácil. 2013. 264 p.

MIRANDA NETO, A. **Avaliação do componente arbóreo, da regeneração natural e do banco de sementes de uma floresta restaurada com 40 anos, Viçosa, MG**. 2011. 146 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2011.

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. 155 p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – UNESP, Rio Claro, 2004.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Eds.). **Matas Ciliares**: conservação e recuperação. Edusp/ Fapesp: São Paulo, 2000. p. 233-247.

SER - Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. **The SER International Primer on Ecological Restoration**. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International. 2004.

U.S. GEOLOGICAL SURVEY. **Mineral Commodity Summaries 2015**. U.S. Geological Survey: Reston, Virginia, 2015. 196 p.

**2. ARTIGO 1 - BANCO DE SEMENTES EM ÁREA MINERADA EM
PROCESSO DE RESTAURAÇÃO NO SUDESTE DO
BRASIL**

Banco de sementes em área minerada em processo de restauração no sudeste do Brasil

Resumo: O objetivo deste trabalho foi caracterizar o banco de sementes do solo em área minerada em processo de restauração, com 10 anos após implantação do projeto de restauração. O estudo foi realizado em uma área onde ocorreu extração de bauxita e posterior reflorestamento para fins de restauração florestal. Foram coletadas 40 amostras de solo superficial (0,25 x 0,30 x 0,05 m) para avaliação do banco de sementes pelo método de germinação em casa de sombra, durante seis meses. Emergiram 2.489 plântulas, pertencentes a 69 espécies e 23 famílias botânicas, com densidade de 830 propágulos m⁻². As famílias com maior densidade foram Poaceae e Cannabaceae. Houve maior proporção de espécies e indivíduos da categoria sucessional pioneira e da síndrome de dispersão zoocórica. Não há semelhança florística entre as espécies do plantio e do banco de sementes. Os resultados mostram que, o banco de sementes pode fornecer aporte necessário à recuperação do ambiente diante de perturbações.

Palavras-chave: Bioindicadores, restauração florestal, similaridade florística.

Seed bank in mined area in restoration process in southeast Brazil

Abstract: The objective of this study was to characterize the soil seed bank in mined area in restoration process, 10 years after the implementation of the restoration project. The study was conducted in an area where there was bauxite extraction and subsequent reforestation for forest restoration. We collected 40 samples of surface soil (0.25 x 0.30 x 0.05 m) to evaluate the seed bank by germination method in shade house for six months. 2,489 seedlings emerged, belonging to 69 species and 23 botanical families, with a density of 830 seedlings m⁻². Poaceae and Cannabaceae were families with

higher density. A larger number of species and individuals in the successional category pioneer and dispersion syndrome zoochoric. There is no floristic similarity between the species planting and the seed bank. The results show that the seed bank could provide necessary supply to recovery environment front of disturbance.

Keywords: Bioindicators, forest restoration, floristic similarity.

1. INTRODUÇÃO

A restauração florestal visa restabelecer as estruturas naturais e os processos internos de uma floresta degradada ou alterada (Deluca et al., 2010), como a recomposição florística, a ciclagem de nutrientes, as relações entre espécies vegetais e destas com a fauna. Visa também evitar processos erosivos, conservar a biodiversidade, e pode ainda contribuir na melhoria do clima por meio da remoção dos gases do efeito estufa da atmosfera (Couto, 2008).

Para obter sucesso em um projeto de restauração florestal, é imprescindível que se realize a avaliação da área reflorestada em espaços regulares de tempo, a fim de evitar imprevistos que possam prejudicar a restauração almejada para determinada área.

A avaliação da restauração florestal representa a análise de indicadores ou variáveis ambientais de áreas em processo de restauração (Brançalion et al., 2015). A utilização destes indicadores ajuda a definir o estado atual de um projeto de restauração florestal e, verificar se há necessidade de novas interferências na área para permitir o avanço no processo de sucessão.

Os indicadores de avaliação da restauração florestal mais utilizados são os indicadores vegetativos como: a regeneração natural, chuva de sementes, abertura do dossel, produção de serapilheira, ciclagem de nutrientes e banco de sementes do solo (Rodrigues & Gandolfi, 1998; Martins, 2013).

O banco de sementes do solo é um bom indicador do estado de conservação e da capacidade de autorrecuperação dos ecossistemas florestais (Rodrigues & Gandolfi, 1998; Martins et al., 2008; Martins, 2013), uma vez que é composto, principalmente, por sementes de espécies pioneiras responsáveis pela regeneração pós-distúrbios. A sua avaliação visa o conhecimento sobre o potencial de regeneração natural de um ecossistema frente a possíveis distúrbios, ou seja, sua resiliência (Calegari et al., 2013).

O conhecimento da distribuição, quantificação e composição do banco de sementes resulta em uma ferramenta muito valiosa no entendimento da evolução das comunidades (Lopes et al., 2006). Isso torna a avaliação do estoque de sementes no solo importante na determinação da melhor estratégia de manejo a ser empregada na conservação ou restauração de florestas nativas (Grombone-Guaratini & Rodrigues, 2002; Sorreano, 2002). E no monitoramento e avaliação de áreas em restauração, obtendo melhores diagnósticos quanto ao desempenho da restauração de ecossistemas florestais.

Assim, o presente estudo teve como objetivo caracterizar o banco de sementes do solo de uma área minerada em processo de restauração, com 10 anos após a implantação do projeto de restauração, e verificar se esse banco de sementes apresenta semelhança florística com as espécies arbóreas utilizadas na revegetação da área e com outros bancos de sementes estudados na mesma região (Zona da Mata de Minas Gerais).

2. MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em uma área revegetada (21°25'35" S e 42°56'08" W), em processo de restauração, por meio de plantio de mudas de espécies arbóreas, com dez anos de idade, localizada no município de Descoberto, na região da Zona da Mata de Minas Gerais, com altitude entre 618 a 633 m.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Aw, tropical com verões quentes e úmidos. A temperatura é alta no verão, atingindo 40°C, e 20-22°C no inverno, precipitação pluviométrica média anual é de 1.300 mm e relevo bastante acidentado, com pequenas planícies e platôs semidissecados, limitados por franjas escarpadas e montanhosas e por vales retilíneos (Lopes & Branquinho, 1988).

A vegetação característica da região é classificada como Floresta Estacional Semidecidual Montana, inserida no domínio Mata Atlântica (IBGE, 2012).

Na área de estudo, em 2003, foi realizado extração de bauxita, pela empresa Votorantim Metais. Posteriormente, realizou-se o processo de recomposição topográfica e a revegetação por meio de plantio de mudas de espécies arbóreas em área total (1,0 ha), com espaçamento de 1,0 m x 1,0 m. No entorno da área em restauração, existem áreas em processo de restauração com diferentes idades, pastagens e fragmentos florestais preservados. A área em restauração é delimitada no seu entorno por uma estrada vicinal que circunda toda a área.

Foram alocadas 40 parcelas de 3 x 3 m, distribuídas sistematicamente em 4 linhas de 10 parcelas, distantes 10 m entre parcelas e entre linhas, cobrindo toda a área. No centro de cada parcela foi lançada uma moldura de madeira de 0,25 x 0,30 m, no interior da qual foi coletado uma amostra de solo superficial até uma profundidade de 5,0 cm, desprezando a serapilheira dura superficial (restos de vegetação, como folhas, ramos e caules), perfazendo um total de 40 amostras.

As amostras de solo foram transportadas para casa de sombra do Viveiro de Pesquisas na Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa, MG, onde foram transferidas para bandejas de polietileno (0,25 x 0,30 x 0,05 m) mantidas em ambiente isolado de possíveis contaminações por propágulos externos, coberto por tela tipo sombrite 50%. Foram dispostas na bancada quatro bandejas com areia esterilizada, com a função de

controle. As amostras ficaram sob irrigação por aspersão programada (quatro irrigações diárias de três minutos de duração cada irrigação) durante o período de seis meses.

A avaliação do banco de sementes do solo foi realizada pelo método indireto de emergência das plântulas (Brown, 1992). As plântulas emergidas foram contabilizadas quinzenalmente e verificados os nomes científicos. Para as espécies não reconhecidas no viveiro, coletou-se o material botânico para posterior comparação com material depositado no herbário VIC da Universidade Federal de Viçosa, MG, e consulta a especialistas quando necessário.

As espécies foram classificadas em famílias e tiveram os nomes científicos e seus respectivos autores atualizados de acordo com o sistema do Angiosperm Phylogeny Group III (2009) e pela base de dados da Lista de Espécies da Flora do Brasil (2013). Foram calculados os parâmetros fitossociológicos de densidade e frequência (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974), com o programa FITOPAC 2.1 (Shepherd, 2010).

As espécies amostradas foram classificadas em categorias sucessionais, de acordo com os critérios propostos por Budowski (1965) e adaptados por Gandolfi et al. (1995) para florestas semidecíduas brasileiras, sendo: pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e não classificadas. Foram também classificadas quanto às síndromes de dispersão de propágulos em zoocóricas, anemocóricas e autocóricas (van der Pijl, 1982).

Elaborou-se um banco de dados compilando-se listagens florísticas disponíveis em cinco trabalhos sobre banco de sementes do solo realizados na Zona da Mata de Minas Gerais, em florestas semidecíduas, que contemplavam espécies arbóreas, arbustivas e herbáceas (Tabela 1) e a lista de espécies utilizadas no plantio (Tabela 2). O banco de dados consistiu de uma matriz binária de presença e ausência de espécies, com exclusões de identificações em nível de famílias e gêneros, em virtude da dificuldade de

comparação com as identificações em nível de espécies, o que poderia levar a resultados duvidosos ou tendenciosos.

Procedeu-se inicialmente na conversão da matriz de dados binários em uma matriz de medidas de proximidade (similaridade) entre os pares de unidades de observação (Johnson & Wichern, 1988). Empregou-se o índice de similaridade de Jaccard (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974).

Para interpretar a similaridade florística, foi utilizado o método média de grupo UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean), produzindo um dendrograma em que as amostras semelhantes, de acordo as variáveis escolhidas, foram agrupadas entre si (Moita Neto & Moita, 1998). As análises foram efetuadas no programa FITOPAC 2.1 (Shepherd, 2010).

Tabela 1. Caracterização das áreas de estudos utilizados na comparação florística com a área em restauração do presente trabalho.

Table 1. Characterization of study areas used in floristic comparison with the restoration site of this work.

Banco de sementes	Localidade	Vegetação	Densidade (propágulos m⁻²)	Autores
BS 1	Viçosa, MG	Restauração	827	Miranda Neto et al., 2014
BS 2	Descoberto, MG	Restauração	131	Silva, 2013
BS 3	Viçosa, MG	Mata Nativa	101	Braga et al., 2008
BS 4	Paula Cândido, MG	Mata Nativa	578	Costalonga et al., 2006
BS 5	Brás Pires, MG	Mata Nativa	857	Martins et al., 2008
Este estudo	Descoberto, MG	Restauração	830	Este estudo
Plantio	Descoberto, MG	Restauração	-	Este estudo

Tabela 2. Lista das espécies arbóreas utilizadas no plantio para fins de restauração de uma área minerada, em Descoberto – MG, Brasil.

Table 2. List of tree species used in planting for restoration of a mined area, in Descoberto – MG, Brasil.

Família	Espécie	Origem	CS	SD
Achariaceae	Carpotroche brasiliensis (Raddi) A Gray	N	St	Zoo
Arecaceae	Euterpe edulis Mart.	N	St	Zoo
	Syagrus romanzoffiana (Cham.) Glassman	N	Si	Zoo
Bignoniaceae	Handroanthus heptaphyllus (Vell.) Mattos	N	St	Ane
	Zeyheria tuberculosa (Vell.) Bureau ex Verl.	N	Si	Ane
	Sparattosperma leucanthum (Vell.) K.Schum.	N	Si	Ane
Cannabaceae	Trema micrantha (L.) Blume	N	P	Zoo
Chrysobalanaceae	Licania tomentosa (Benth.) Fritsch	NB	Si	Zoo
Euphorbiaceae	Joannesia princeps Vell.	N	Si	Auto
Fabaceae	Anadenanthera peregrina (L.) Speg.	N	Si	Ane
	Caesalpinia peltophoroides Benth.	N	Si	Auto
	Cassia ferruginea (Schrad.) Schrad. ex DC.	N	Si	Auto
	Clitoria fairchildiana R.A.Howard	NB	Si	Auto
	Dalbergia nigra (Vell.) Allemão ex Benth.	N	Si	Ane
	Hymenaea courbaril L.	N	St	Zoo
	Inga vera Willd.	N	Si	Zoo
	Senna multijuga (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	N	Si	Auto
	Senna macranthera (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	N	P	Auto
	Plathymenia reticulata Benth.	N	Si	Ane
	Piptadenea gonoacantha (Mart.) J. F. Macbr	N	Si	Auto
	Anadenanthera colubrina (Vell.) Brenan	N	Si	Ane
	Cassia grandis L. f.	N	Si	Ane
	Platypodium elegans Vogel	N	Si	Ane
	Lecythidaceae	Cariniana estrellensis (Raddi) Kuntze	N	St
Malpighiaceae	Lophanthera lactescens Ducke	NB	St	Nc
Malvaceae	Luehea grandiflora Mart. & Zucc.	N	Si	Ane
Melastomataceae	Tibouchina granulosa (Desr.) Cogn.	N	P	Zoo
Meliaceae	Cedrela fissilis Vell.	N	St	Ane
	Guarea guidonia (L.) Sleumer	N	St	Zoo
Moraceae	Artocarpus heterophyllus Lam.	E	Nc	Zoo
Myrtaceae	Eugenia florida DC.	N	St	Zoo
	Myrcia splendens (Sw.) DC.	N	Si	Zoo
	Syzygium cumini (L.) Skeels	E	P	Zoo
	Psidium guajava L.	NB	P	Zoo
Phytolaccaceae	Gallesia integrifolia (Spreng.) Harms	N	Si	Zoo
Rubiaceae	Genipa americana L.	N	St	Zoo
Urticaceae	Cecropia glaziovii Sneathl.	N	P	Zoo

CS: categoria sucessional; SD: síndrome de dispersão; N: nativa; NB: nativa do Brasil; E: exótica; P: pioneira; Si: secundária inicial; St: Secundária tardia; Ane: anemocórica; Zoo: zoocórica; Auto: autocórica; Nc: não classificada.

CS: successional category; DS: dispersion syndrome; N: Native; NB: native to Brazil; E: exotic; P: Pioneer; Si: early secondary; St: late secondary; Ane: anemocoric; Zoo: zoochoric; Auto: autochoric; Nc: unclassified.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Emergiram 2.489 plântulas, pertencentes a 69 espécies e 23 famílias botânicas (Tabela 3). Obteve-se densidade de 830 propágulos m⁻², distribuída em 512 ervas m⁻², 26 arbustos m⁻², 251 árvores m⁻² e 0,3 trepadeiras m⁻². Nas bandejas controle, com areia esterilizada, não houve emergência de plântulas, mostrando a não contaminação do experimento por sementes vindas de fontes próximas.

Tabela 3. Florística e fitossociologia das espécies do banco de sementes do solo da área minerada em processo de restauração, Descoberto, Minas Gerais.

Table 3. Floristic and phytosociological of the species from soil seed bank in mined area in restoration process, Descoberto, Minas Gerais.

Família / Espécie	NI	DR(%)	FR(%)	Orig	FV	CS	SD
Araliaceae							
Hydrocotyle leucocephala Cham. & Schtdl.	1	0,04	0,23	N	H	Si	Nc
Asteraceae							
Acanthospermum australe (Loefl.) Kuntze	1	0,04	0,23	N	H	P	Zoo
Baccharis crispa Spreng.	1	0,04	0,23	N	B	P	Ane
Baccharis dracunculifolia DC.	3	0,12	0,23	N	B	P	Ane
Chromolaena laevigatum Lam. R.M.King & H.Rob.	7	0,28	0,91	N	B	P	Ane
Emilia fosbergii Nicolson	2	0,08	0,23	N	H	P	Ane
Erechtites hieracifolius (L.) Raf. Ex DC.	2	0,08	0,46	N	H	P	Ane
Gnaphalium purpureum L.	73	2,93	5,47	N	H	Si	Ane
Gnaphalium spicatum Mill.	3	0,12	0,46	N	H	Si	Ane
Sigesbeckia orientalis L.	79	3,18	4,10	E	H	Si	Zoo
Sonchus asper (L.) Hill	1	0,04	0,23	E	H	P	Ane
Vernonia polyanthes Less.	2	0,08	0,46	N	B	P	Ane
Vernonia sp. 1	5	0,20	1,14	Nc	B	P	Ane
Vernonia sp. 2	3	0,12	0,68	Nc	B	P	Ane
Vernonia westiniana Less.	11	0,44	2,28	N	B	P	Ane
Begoniaceae							
Begonia cucullata Willd.	12	0,48	0,46	N	H	P	Ane
Brassicaceae							
Lepidium virginicum L.	3	0,12	0,68	E	H	P	Nc
Cannabaceae							
Trema micrantha (L.) Blume	527	21,18	8,19	N	A	P	Zoo

Continua...

Tabela 3. Cont.

Convolvulaceae							
<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet	1	0,04	0,23	N	T	P	Ane
Cyperaceae							
<i>Cyperus distans</i> L.	1	0,04	0,23	N	H	P	Ane
<i>Cyperus esculentus</i> L.	14	0,56	0,91	N	H	P	Ane
<i>Cyperus</i> sp.	23	0,92	1,59	N	H	P	Ane
<i>Fimbristylis dichotoma</i> (L.) Vahl	4	0,16	0,91	N	H	Nc	Nc
<i>Kyllinga brevifolia</i> Rottb.	8	0,32	0,46	N	H	P	Nc
<i>Pycreus decumbens</i> T.Koyama	1	0,04	0,23	N	H	P	Nc
<i>Pycreus lanceolatus</i> (Poir.) C.B.Clarke	2	0,08	0,23	N	H	P	Nc
<i>Pycreus polystachyos</i> (Rottb.) P.Beauv.	8	0,32	0,23	N	H	P	Nc
<i>Rhynchospora corymbosa</i> (L.) Britton	9	0,36	0,46	N	H	Nc	Ane
<i>Scleria melaleuca</i> Rchb. ex Schlttdl. & Cham.	10	0,40	1,37	N	H	Nc	Zoo
Euphorbiaceae							
<i>Croton urucurana</i> Baill.	13	0,52	1,82	N	A	P	Zoo
Fabaceae							
<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth.	3	0,12	0,46	N	H	P	Zoo
<i>Mimosa pigra</i> L.	1	0,04	0,23	N	B	P	Auto
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	1	0,04	0,23	N	A	P	Auto
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	8	0,32	0,91	N	A	Si	Auto
Indeterminada							
Indeterminada 1	42	1,69	1,82	Nc	Nc	Nc	Nc
Indeterminada 2	43	1,73	1,14	Nc	Nc	Nc	Nc
Indeterminada 3	30	1,21	1,37	Nc	Nc	Nc	Nc
Indeterminada 4	7	0,28	1,37	Nc	Nc	Nc	Nc
Lamiaceae							
<i>Hyptis suaveolens</i> Poit.	24	0,96	2,51	N	H	P	Zoo
Malvaceae							
<i>Sida glaziovii</i> K.Schum.	1	0,04	0,23	N	H	P	Ane
<i>Sida rhombifolia</i> L.	21	0,84	1,59	N	H	P	Ane
<i>Waltheria americana</i> L.	3	0,12	0,68	N	H	P	Nc
Melastomataceae							
<i>Leandra niangaeformis</i> Cogn.	40	1,61	3,64	N	B	P	Zoo
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	40	1,61	4,77	N	A	P	Zoo
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	1	0,04	0,23	N	A	P	Zoo
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	15	0,60	0,91	N	A	P	Zoo
Onagraceae							
<i>Ludwigia tomentosa</i> (Cambess.) H.Hara	4	0,16	0,23	N	B	P	Ane
Phyllanthaceae							
<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	291	11,70	6,15	N	H	Si	Auto
Plantaginaceae							
<i>Scoparia dulcis</i> L.	2	0,08	0,46	N	H	P	Ane
Poaceae							
<i>Bromus catharticus</i> Vahl	1	0,04	0,23	N	H	P	Ane
<i>Digitaria</i> sp.	18	0,72	1,82	N	H	P	Ane

Continua...

Tabela 3. Cont.

<i>Melinis minutiflora</i> P.Beauv.	2	0,08	0,23	E	H	P	Ane
<i>Panicum repens</i> L.	27	1,08	0,46	E	H	P	Ane
<i>Paspalum conjugatum</i> P.J.Bergius	1	0,04	0,23	N	H	P	Ane
<i>Paspalum</i> sp.	367	14,75	6,82	Nc	H	P	Ane
<i>Urochloa brizantha</i> (Hochst. ex A. Rich.) R.D. Webster	220	8,85	2,96	E	H	P	Ane
<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D. Webster	1	0,04	0,23	Nc	H	P	Ane
Polygalaceae							
<i>Polygala paniculata</i> L.	5	0,20	0,68	N	H	P	Auto
Primulaceae							
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	3	0,12	0,68	N	A	Si	Zoo
Rubiaceae							
<i>Diodella teres</i> (Walter) Small	1	0,04	0,23	N	H	P	Nc
<i>Spermacoce capitata</i> Ruiz & Pav.	6	0,24	0,68	N	H	Si	Auto
<i>Spermacoce latifolia</i> Aubl.	253	10,17	6,82	N	H	Si	Auto
<i>Spermacoce palustris</i> (Cham. & Schltdl.) Delprete	20	0,80	1,37	N	H	Si	Auto
Solanaceae							
<i>Solanum americanum</i> Mill.	1	0,04	0,23	N	H	P	Zoo
<i>Solanum cernuum</i> Vell.	3	0,12	0,46	N	A	P	Zoo
<i>Solanum grandiflorum</i> Ruiz & Pav.	11	0,44	1,59	N	A	P	Zoo
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	9	0,36	1,82	N	A	P	Zoo
Urticaceae							
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	123	4,95	7,73	N	A	P	Zoo
Verbenaceae							
<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (Rich.) Vahl	10	0,40	0,46	N	H	P	Nc
Total	2.489	100,00	100,00				

NI: número de indivíduos; DR: densidade relativa; FR: frequência relativa; Orig: origem; FV: forma de vida; CS: classe sucessional; SD: síndrome de dispersão; N: nativa; E: exótica; H: herbácea; B: arbustiva; A: arbórea; T: trepadeira; P: pioneira; Si: secundária inicial; Ane: anemocórica; Zoo: zoocórica; Auto: autocórica; Nc: não classificada.

NI: number of individuals; DR: relative density; FR: relative frequency; Orig: origin; FV: life form; CS: successional category; DS: dispersion syndrome; N: Native; E: exotic; H: herbaceous; B: shrub; A: tree; T: creeper; P: pioneer; Si: early secondary; Ane: anemocoric; Zoo: zoochoric; Auto: autochoric; Nc: unclassified.

Destacaram-se quanto a abundância, em nível de família botânica: Poaceae, Cannabaceae, Phyllanthaceae, Rubiaceae e Asteraceae, perfazendo 77% dos indivíduos emergidos. Desses indivíduos, 71% são representados pela forma de vida herbácea e o restante por indivíduos arbustivo-arbóreos. Apenas Poaceae compõe 25% das plântulas

emergidas, seguida de perto pela família Cannabaceae, com 21% das plântulas emergidas, representada somente pela espécie *Trema micrantha*.

Além da *Trema micrantha*, mais representativa entre as espécies arbóreas, destacou-se também a arbustiva *Leandra niangaeformis* Cogn., com 1,6% das plântulas emergidas e a herbácea *Paspalum* sp., com 15%. A única trepadeira presente, *Ipomoea cairica* (L.) Sweet, foi representada por apenas um indivíduo.

A alta representatividade da família Poaceae e Cannabaceae também tem sido observada por outros autores em ecossistemas florestais (Costa e Araújo, 2003; Martins et al., 2008; Schorn et al., 2013) e áreas em restauração (Sorreano, 2002; Figueiredo et al., 2014).

Trema micrantha apresenta uma eficiente dispersão por uma ampla variedade de aves frugívoras (Argel-de-Oliveira et al., 1996). Suas sementes possuem alta longevidade no solo e germinação preferencialmente em ambientes abertos com níveis elevados de luz, como grandes clareiras e bordas de florestas, e portanto, é muito importante para a resiliência de ecossistemas e a restauração florestal em áreas degradadas (Rodrigues et al., 2004; Martins, 2013).

Apesar da alta densidade de indivíduos da família Poaceae, o que poderia evidenciar uma possível fragilidade da vegetação arbustivo-arbórea, apenas cerca de 1/3 dos indivíduos desta família são de gramíneas exóticas invasoras, e que compõem apenas 8,9% do total de indivíduos do banco de sementes, concentrados em poucos pontos dentro da área em restauração. A presença destas gramíneas exóticas é devido, provavelmente, a presença de uma área de pastagem vizinha à área em restauração que pode estar dispersando propágulos via ação do vento.

De acordo com Franco et al. (2012), a capacidade de crescimento, reprodução e disseminação de espécies exóticas invasoras, podem dificultar o estabelecimento de espécies nativas importantes no processo de cicatrização e sucessão da floresta.

Entretanto, o predomínio de indivíduos e espécies nativas no banco de sementes, tende a favorecer a formação de uma floresta mais resiliente em relação a sua florística autóctone. Além disso, como o banco de sementes não apresenta apenas propágulos de espécies herbáceas, com o avanço na sucessão florestal, tende haver uma redução na densidade de espécies herbáceas e aumento de arbustivo-arbóreas (Baider et al., 2001; Dalling, 2002; Martins, et al., 2008).

Quanto a categoria sucessional, emergiram 50 espécies pioneiras, 10 secundárias iniciais e 9 não foram classificadas. Em nível de indivíduos, emergiram 1.607 pioneiros, 737 secundários iniciais e 145 não classificados. Não houve registro de espécie secundária tardia (Figuras 1 e 2).

A maior proporção de espécies e indivíduos da categoria sucessional pioneira encontrada corrobora com o predomínio desta categoria em diversos estudos sobre banco de sementes em Minas Gerais (Costalonga, 2006; Batista Neto et al., 2007; Braga et al., 2008; Miranda Neto et al., 2010; Rodrigues et al., 2010; Franco et al., 2012) e em outras formações florestais no Brasil (Araújo et al., 2001; Monaco et al., 2003; Silva-Weber et al., 2012).

As espécies pioneiras são predominantes no banco de sementes persistente do solo, por apresentarem sementes ortodoxas com grande longevidade no solo, que permanecem em estado de dormência imposta pelo ambiente, até o surgimento de condições favoráveis como aumento nos níveis de luz e alterações na relação Vermelho/Vermelho Distante (V/VD), como a abertura de clareiras na floresta (Bazzaz & Pickett, 1980; Vázquez-Yanes & Orozco-Segovia, 1994; Araujo et al., 2001). Assim, a predominância de espécies pioneiras arbóreas nativas no banco de sementes, que normalmente apresentam rápido crescimento à pleno sol, é um indicador de que na ocorrência de pequenas perturbações naturais ou antrópicas o ecossistema possui condições favoráveis a uma regeneração.

Quanto a síndrome de dispersão, emergiram 17 espécies zoocóricas, 30 anemocóricas, 8 autocóricas e 14 não classificadas. Em nível de indivíduos, emergiram 903 indivíduos zoocóricos, 838 anemocóricos, 585 autocóricos e 163 não classificados (Figuras 1 e 2).

A maior quantidade de sementes com dispersão zoocórica no banco é importante para a manutenção da fauna dispersora de propágulos, principalmente no início da regeneração da floresta após perturbações. Isso também indica uma importante oferta de recursos para a fauna (Franco et al., 2012). As plantas investem em variados recursos como arilos e polpas, atraindo diversos animais que irão dispersar as sementes a grandes distâncias, auxiliando a sucessão secundária.

Quanto a origem, emergiram 55 espécies nativas, 6 exóticas e 8 não classificadas. Em nível de indivíduos, emergiram 1.659 nativos, 332 exóticos e 498 não classificados (Figuras 1 e 2). A dominância de espécies nativas no banco também fortalece o seu potencial de recuperação da vegetação perante perturbações (Silva-Weber et al., 2012).

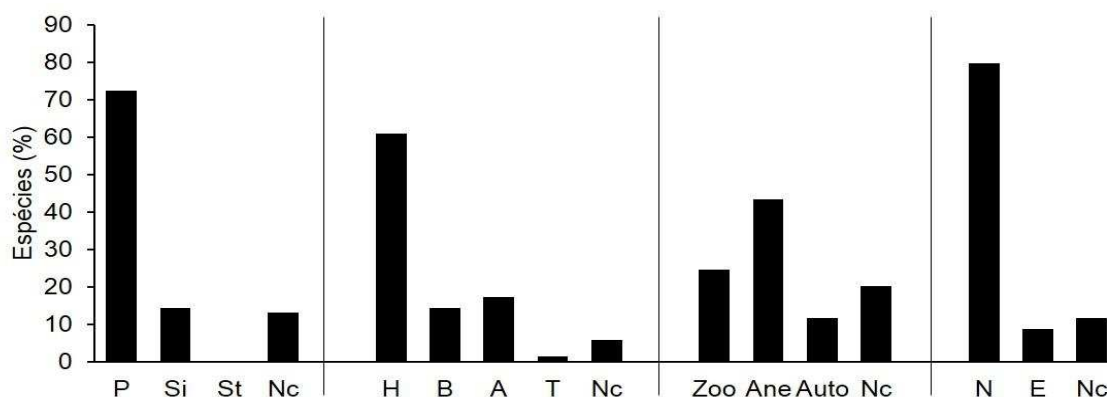


Figura 1. Distribuição percentual das espécies do banco de sementes da área minerada em restauração em categoria sucessional (P: pioneira; Si: secundária inicial), forma de vida (H: herbácea; B: arbustiva; A: árvore; T: trepadeira), síndrome de dispersão (Ane: anemocórica; Zoo: zoocórica; Auto: autocórica) e origem (N: nativa; E: exótica). Nc: não classificada.

Figure 1. Percentage distribution of species the seed bank of the mined area in restoration in successional category (P: pioneer, Si: early secondary), life form (H: herbaceous; B: shrubby, A: tree: T: creeper), dispersion syndrome (Ane: anemocoric; Zoo: zoochoric; Auto: autochory) and origin (N: native, E: exotic). Nc: not classified.

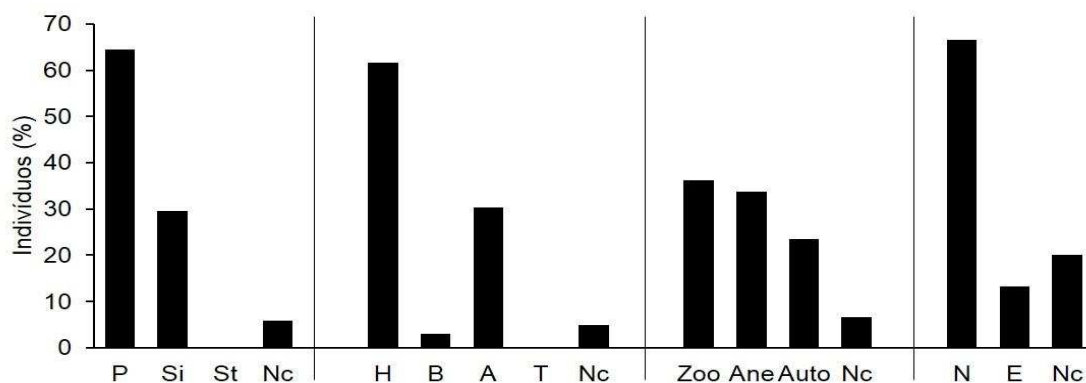


Figura 2. Distribuição percentual dos indivíduos do banco de sementes da área minerada em restauração em categoria sucessional (P: pioneira; Si: secundária inicial), forma de vida (H: herbácea; B: arbustiva; A: árvore; T: trepadeira), síndrome de dispersão (Ane: anemocórica; Zoo: zoocórica; Auto: autocórica) e origem (N: nativa; E: exótica). Nc: não classificada.

Figure 2. Percentage distribution of individuals the seed bank of the mined area in restoration in successional category (P: pioneer, Si: early secondary), life form (H: herbaceous; B: shrubby, A: tree: T: creeper), dispersion syndrome (Ane: anemocoric; Zoo: zoochoric; Auto: autochory) and origin (N: native, E: exotic). Nc: not classified.

O banco de sementes apresentou similaridade florística apenas com o estudo de Miranda Neto et al., 2014 (BS1), realizado em uma floresta com 40 anos de restauração em Viçosa, MG. Os estudos do banco de sementes das demais localidades não apresentaram similaridade florística com as espécies utilizadas no plantio, uma vez que não atingiram valor igual ou superior a 0,25, nível de semelhança florística entre duas comunidades, considerado pelo índice de Jaccard (Mueller-Dumbois & Ellenberg,

1974) (Figura 3). Até mesmo ao analisar a similaridade, exclusivamente das espécies arbustiva-arbóreas, entre o banco de sementes do presente estudo e as espécies do plantio, não há semelhança florística (índice de Jaccard = 0,07).

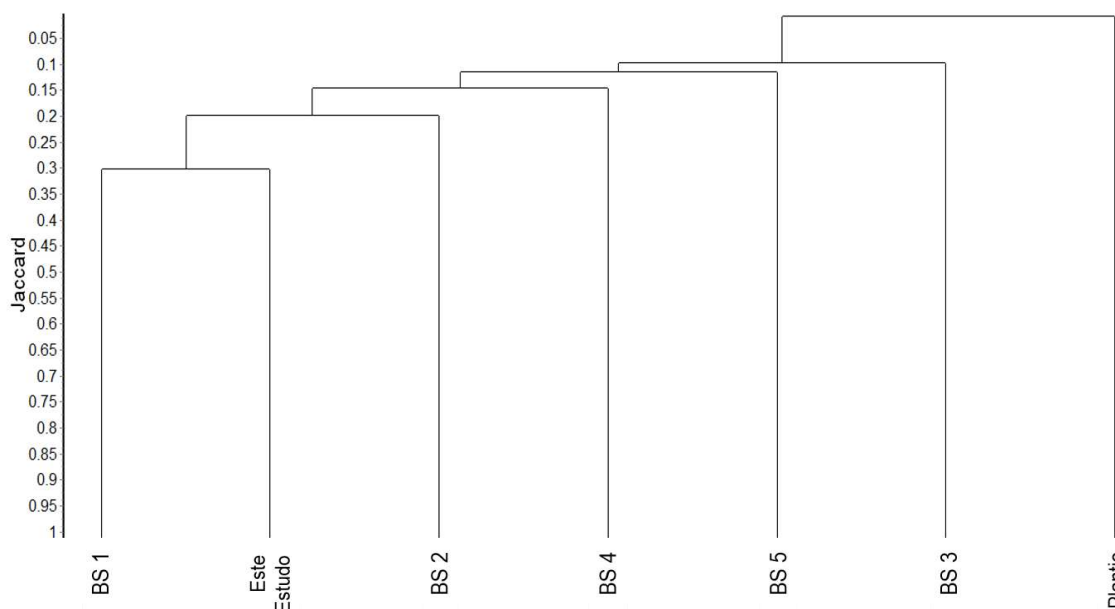


Figura 3. Similaridade florística entre o banco de sementes do presente estudo e bancos de sementes de estudos realizados na mesma região (Zona da Mata de Minas Gerais) e formação florestal (Floresta Estacional Semidecidual). BS1: restauração – Viçosa, MG; BS2: restauração – Descoberto, MG; BS3: mata nativa – Viçosa, MG; BS4: mata nativa – Paula Cândido, MG; BS5: mata nativa – Brás Pires, MG.

Figure 3. Floristic similarity between the seed bank of this study and seed banks of studies conducted in the same region (Zona da Mata of Minas Gerais) and forest type (Semideciduous Forest). BS1: restoration – Viçosa, MG; BS2: restoration – Descoberto, MG; BS3: native forest – Viçosa, MG; BS4: native forest – Paula Cândido, MG; BS5: native forest – Brás Pires, MG.

A similaridade florística, quando analisada em um mesmo tipo de formação florestal, em áreas espacialmente próximas e presentes em uma mesma bacia

hidrográfica, é considerada alta (Rodrigues & Nave, 2000). Entretanto, fatores espaciais e ambientais podem interferir diretamente na similaridade florística entre as áreas (Ivanauskas et al., 2000; Kunz et al., 2009), aumentando a dissimilaridade. Isto, possivelmente, explica a dissimilaridade entre as duas áreas mais próximas, BS2 (área em restauração – Descoberto, MG) e a área de estudo. Pois, apesar da proximidade, a área do BS2 situa-se em um gradiente topográfico mais elevado, topo de morro, e a área do presente estudo se localiza em uma baixada, próximo a uma mata ciliar. Além disso, a área do BS2 está apenas há 18 meses em processo de restauração.

A baixa riqueza do banco de sementes BS3 (mata nativa – Viçosa, MG), a vegetação secundária inicial ainda em processo de regeneração da área do BS5 (mata nativa – Brás Pires, MG), e a localização topográfica da área do BS4 (mata nativa – Paula Cândido, MG) em gradiente de encosta e topo, podem ter resultado na dissimilaridade encontrada entre estes bancos de sementes e o banco do presente estudo.

A área do BS1 e a área do presente estudo podem ter apresentado semelhança florística no banco de sementes, possivelmente, devido as áreas serem pequenas (1 ha) e estarem na condição de borda, recebendo muitas sementes de espécies pioneiras do entorno e propiciando condições para o armazenamento destas no banco de sementes do solo.

Já a dissimilaridade florística entre o banco de sementes da área de estudo e as espécies utilizadas no plantio mostra que possivelmente a área recebe aporte de propágulos oriundos de fontes externas e da população de espécies regenerantes já estabelecidas nos últimos dez anos. Como a maioria das espécies do banco de sementes é pioneira, contrapondo com a maioria das espécies utilizadas no plantio de categoria sucessional secundária, a área em restauração demonstra que possui capacidade de iniciar a sucessão florestal após uma possível nova perturbação em sua florística já estabelecida.

4. CONCLUSÃO

O banco de sementes do solo da área em restauração, pós-mineração de bauxita, após dez anos da implantação do projeto de restauração florestal, apresenta semelhança florística apenas à outra área com 40 anos de restauração.

Embora a semelhança florística entre as espécies do banco e do plantio seja baixa, o plantio cumpriu um papel importante para a entrada de espécies nativas pioneiras vindas de fragmentos vizinhos. Assim, o banco poderá ser eficiente como mecanismo de regeneração natural e fornecer aporte necessário à recuperação do ambiente diante de perturbações.

REFERÊNCIAS

- Angiosperm Phylogeny Group III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the order sand families of flowering plants. *Botanical Journal of the Linnean Society* 2009; 161: 105-121.
- Araújo MM, Oliveira FA, Vieira ICG, Barros PLC, Lima CAT. Densidade e composição florística do banco de sementes do solo de florestas sucessionais na região do Baixo Rio Guamá, Amazônia Oriental. *Scientia Forestalis* 2001; 59: 115-130.
- Argel-de-Oliveira MM, Castiglioni GD, Souza SB. Comportamento alimentar de aves frugívoras em *Trema micranta* (Ulmaceae) em duas áreas alteradas do sudeste brasileiro. *Ararajuba* 1996; 4(1): 51-55.
- Baider C, Tabarelli M, Mantovani W. The soil seed bank during Atlantic forest regeneration in Southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 2001; 61(1): 35-44.

- Batista Neto JP, Reis MGF, Reis GG, Silva AF, Cacau FV. Banco de sementes do solo de uma Floresta Estacional Semidecidual, em Viçosa, Minas Gerais. *Ciência Florestal* 2007; 17(4): 311-320.
- Bazzaz FA, Pickett STA. Physiological ecology of tropical succession: a comparative review. *Annual Review on Ecology and Systematics* 1980; 11: 287-310.
- Braga AJT, Griffith JJ, Paiva HN, Meira Neto AA. Composição do banco de sementes de uma floresta semidecidual secundária considerando o seu potencial de uso para recuperação ambiental. *Revista Árvore* 2008; 32(6): 1089-1098.
- Brançalion PHS, Viani RAG, Rodrigues RR, Gandolfi S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: Martins SV, editor. *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. 2nd ed. Viçosa: Editora UFV; 2015.
- Brown D. Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. *Canadian Journal of Botany* 1992; 70: 1603-1612.
- Budowski G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of successional processes. *Turrialba* 1965; 15: 40-42.
- Calegari L, Martins SV, Campos LC, Silva E, Gleriani JM. Avaliação do banco de sementes do solo para fins de restauração florestal em Carandaí, MG. *Revista Árvore* 2013; 37(5): 871-880.
- Costa RC, Araújo FS. Densidade, germinação e flora do banco de sementes no solo, no final da estação seca, em uma área de caatinga, Quixadá, CE. *Acta Botanica Brasilica* 2003; 17(2): 259-264.
- Costalonga SR, Reis GG, Reis MGF, Silva AF, Borges EEL, Guimarães FP. Florística do banco de sementes do solo em áreas contíguas de pastagem degradada, plantio de eucalipto e floresta em Paula Cândido, MG. *Floresta* 2006; 36(2): 239-250.

- Couto HTZ. Metodologias para quantificação e monitoramento de biomassa e carbono em reflorestamento com essências nativas. In: Barbosa LM, coordenador. Anais do II Simpósio de Atualização em Recuperação de Áreas Degradadas com Ênfase em Matas Ciliares; 2008; Mogi-Guaçu. São Paulo: Instituto de Botânica; 2008. p. 54-63.
- Dalling JW. Ecología de semillas. In: Guariguata MR, Kattan GH, editores. Ecología y conservación de bosques neotropicales. Cartago: Libro Universitario Regional; 2002.
- Deluca TH, Aplet GH, Wilmer B, Burchfield J. The unknown trajectory of forest restoration: a call for ecosystem monitoring. *Journal of Forestry* 2010; 108(6): 288-295.
- Figueiredo PHA, Miranda CC, Araujo FM, Valcarcel L. Germinação ex-situ do banco de sementes do solo de capoeira em restauração florestal espontânea a partir do manejo do sombreamento. *Scientia Forestalis* 2014; 42(101): 69-80.
- Franco BKS, Martins SV, Faria PCL, Ribeiro GA. Densidade e composição florística do banco de sementes de um trecho de floresta estacional semidecidual no campus da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. *Revista Árvore* 2012; 36(3): 423-432.
- Gandolfi S, Leitão Filho HF, Bezerra CLF. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta semidecídua no município de Guarulhos, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 1995; 55: 753-767.
- Grombone-Guaratini MT, Rodrigues RR. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 2002; 18: 759-774.
- IBGE. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. 2nd ed. Manuais Técnicos em Geociências. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; 2012.

- Ivanauskas NM, Monteiro R, Rodrigues RR. Similaridade florística entre áreas de Floresta Atlântica no Estado de São Paulo. *Brazilian Journal of Ecology* 2000; 1: 71-81.
- Johnson RA, Wichner DW. *Applied multivariate statistical analysis*. New Jersey: Prentice-Hall; 1988.
- Kunz SH, Ivanauskas NM, Martins SV, Silva E, Stefanello D. Análise da similaridade florística entre florestas do Alto Rio Xingu, da Bacia Amazônica e do Planalto Central. *Revista Brasileira de Botânica* 2009; 32(4): 725-736.
- Lista de Espécies da Flora do Brasil. [Cited 2014 set. 3]. Available from: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>.
- Lopes KP, Souza VC, Andrade LA, Dornelas GV, Bruno RLA. Estudo do banco de sementes em povoamentos florestais puros e em uma capoeira de Floresta Ombrófila Aberta, no município de Areia, PB, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 2006; 20(1): 105-113.
- Lopes RF, Branquinho JA. Jazidas de bauxita da Zona da Mata de Minas Gerais. Schobbenhaus C, Coelho CES, coordenadores. *Principais depósitos minerais do Brasil*, v.3. Brasília: Departamento Nacional da Produção Mineral; 1988.
- Martins SV. Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. Viçosa: Aprenda Fácil; 2013.
- Martins SV. Soil seed bank as indicator of forest regeneration potential in canopy gaps of a semideciduous forest in Southeastern Brazil. In: Fournier MV, editor. *Forest regeneration: ecology, management and economics*. New York: Nova Science Publishers; 2009.

- Martins SV, Almeida DP, Fernandes LV, Ribeiro TM. Banco de sementes como indicador de restauração de uma área degradada por mineração de caulim em Brás Pires, MG. *Revista Árvore* 2008; 32(6): 1081-1088.
- Miranda Neto A, Martins SV, Silva KA, Gleriani JM. Banco de sementes do solo e serapilheira acumulada em floresta restaurada. *Revista Árvore* 2014; 38(4): 609-920.
- Miranda Neto A, Kunz SH, Martins SV, Silva KA, Silva DA. Transposição do banco de sementes do solo como metodologia de restauração florestal de pastagem abandonada em Viçosa, MG. *Revista Árvore* 2010; 34(6): 1035-1043.
- Moita Neto JM, Moita GC. Uma introdução à análise exploratória de dados multivariados. *Química Nova* 1998; 21(4) 467-469.
- Monaco LM, Mesquita RCG, Williamson GB. Banco de sementes de uma floresta secundária amazônica dominada por *Vismia*. *Acta Amazônica* 2003; 33(1) 41-52.
- Mueller-Dombois D, Ellenberg H. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: John Wiley & Sons; 1974.
- Rodrigues BD, Martins SV, Leite HG. Avaliação do potencial da transposição da serapilheira e do banco de sementes do solo para restauração florestal em áreas degradadas. *Revista Árvore* 2010; 34(1): 65-73.
- Rodrigues RR, Torres RB, Matthes LAF, Penha AF. Trees species resprouting from root buds in a semideciduous forest affected by fires, Campinas, southeast Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 2004; 47: 127-133.
- Rodrigues RR, Gandolfi S. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. In: Dias LE, Mello JW, editores. *Recuperação de áreas degradadas*. Viçosa: UFV/SOBRADE; 1998.

- Rodrigues RR, Nave AG. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: Rodrigues RR, Leitão-Filho HF, editores. Matas ciliares: conservação e recuperação. São Paulo: Edusp/FAPESP; 2000.
- Schorn LA, Fenilli TAB, Krüger A, Pellens GC, Budag JJ, Nadolny MC. Composição do banco de sementes no solo em áreas de preservação permanente sob diferentes tipos de cobertura. *Floresta* 2013; 43(1): 49-58.
- Shepherd GJ. Fitopac 2.1 - Campinas, Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas; 2010.
- Silva KA. Avaliação de uma área em restauração pós-mineração de bauxita, município de Descoberto, MG [dissertação]. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa; 2013.
- Silva-Weber AJC, Nogueira AC, Carpanezzi AA, Galvão F, Weber SH. Composição florística e distribuição sazonal do banco de sementes em Floresta Ombrófila Mista Aluvial, Araucária, PR. *Pesquisa Florestal Brasileira* 2012; 32(70): 193-207.
- Sorreano MCM. Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas, com diferentes idades. [dissertação]. Piracicaba, SP: Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo; 2002.
- Statsoft. Statistica - data analysis software system. version 7.0.61.0. Tulsa: Statsoft Inc.; 2004.
- van der Pijl, L. Principles of dispersal in higher plants. 3rd ed. Berlin and New York: Springer-Verlag; 1982.
- Vázquez-Yanes C, Orozco-Segovia A. Signals for seeds to sense and respond to gaps. In: Caldwell M, Pearcy R, editores. Ecophysiological processes above and below ground. New York: Academic Press; 1994.

**3. ARTIGO 2 - NATURAL REGENERATION IN MINED AREA IN
RESTORATION PROCESS IN SOUTHEAST BRAZIL**

Natural regeneration in mined area in restoration process in southeast Brazil

SUMMARY

The objective of the present study was to verify if, in floristic terms of natural regeneration, a mined area in restoration process in southeast Brazil can be considered successfully restored. In the area, was allocated 40 plots of 3.0 x 3.0 m. All the shrubs and trees with height ≥ 0.30 m and diameter at 1.30 m height (DBH) ≤ 5.0 cm were identified, measured the DSL (diameter at soil level) and height and classified as successional categories and dispersal syndromes. We use canonical correspondence analysis (CCA) for verify the correlations between the environmental variables (canopy openness, litter decomposition, soil penetration resistance) and vegetation. We found 705 individuals, 80 species and 30 families. The families with the greatest species richness were Fabaceae and Melastomataceae and the specie with the greatest importance value (IV) was *Myrcia splendens*. Most species are the early secondary successional category and the zoochoric dispersion syndrome. The CCA ordination indicates the formation of a group of species associated with less soil compaction and with low litter decomposition rate and the formation of other group associated with intermediate values of soil penetration resistance and litter decomposition rate. The results obtained after ten years of implementation of the restoration project, in floristic terms, are suitable. In other words, can consider that the ecological processes of the area was successfully restored.

Key words: bauxite, canonical correspondence analysis, floristic, forest restoration.

INTRODUCTION

The forests have been degraded over time by increasing human activities and they are quickly shrinking (Lu et al. 2011). After undergoing a disturbance such as mining activity, the forest ecosystem loses its floristic composition and biotic means of regeneration, which will prevent the return to their original natural condition (Rodrigues et al. 2010). The ore extraction causes onus, evidenced by the intense alteration of the environment, both with reference to the local landscape and physical and temporal depth. The mining of bauxite causes the destruction of vegetation, altering the soil and landscape conditions and disrupting the ecosystem (Moreira 2004).

In this scenario, it is necessary to recover the degraded ecosystem by forest restoration techniques considered effective tools of ecological engineering (Lu et al. 2011). Forest restoration aims to restore natural ecological processes and structures of a degraded or altered forest (Deluca et al. 2010), seeking the return of the pre-disturbance conditions (van Andel and Aronson 2012).

To succeed in a forest restoration project, it is essential to perform the evaluation of the area in restoration by the analysis of indicators or environmental variables (Brancalion et al. 2012). The evaluation indicators of forest restoration most commonly used are the vegetative indicators or bioindicators such as natural regeneration, seed rain, soil seed bank, canopy openness, litter production and nutrient cycling (Martins 2013).

The study of natural regeneration can predict the subsequent behavior and development of the forest, because the regeneration enables the understanding of the relationship and the number of species belonging to its stock, along with their dimensions and distributions in the forest (Carvalho 1982). This understanding provides important information about the ecology of individual species (Newton 2007), and if there is the need for interventions aimed at accelerating the successional process as enrichment planting and elimination of exotic species (Martins and Kunz 2007).

In restoration projects conducted by planting tree and shrub species, natural regeneration has a key role in the occupation of spaces among seedlings by propagules that arrive in the area, coming from planted species and the surrounding forest fragments.

Restoration projects with 1-15 years old is the most common age group (about 70%) evaluated (Wortley et al. 2013). Vegetation structure, species diversity and abundance, and ecological processes are the attributes most used to indicate the ecosystem condition in process of restoration (Wortley et al. 2013). Restoration of mined areas and her evaluation, as in bauxite mine, are becoming increasingly common and important throughout the world (Parrotta et al. 1997, Grant et al. 2007, Kew et al. 2007, Koch 2007).

Parrotta et al. (1997), in evaluating the understory of a bauxite mine with 10 years after the planting of native tree species in the Brazilian Amazon region, showed that the restoration has been largely successful in establishing a dynamic and sustainable successional environment. In addition, the natural regeneration layer was formed from the of seed dispersal by planted trees and forest areas in the surroundings.

The present study investigates the relation of environmental variables with the floristic composition of natural regeneration layer in a mined area in restoration process, and it tests the hypothesis that the area, in floristic terms, can be considered successfully restored.

METHODS

Study site. The current study was conducted in a mined area in restoration process by planting tree seedling (21°25'35" S, 42°56'08" W), in the county of Descoberto, Minas Gerais State, in southeast Brazil, with altitude between 618 - 633 m (figure 1).

The climate of the region is classified as Aw (tropical humid) by the Koeppen system. The temperature is high in summer, reaching 40 °C, and in winter it is 20 - 22 °C, and the average annual rainfall is 1,300 mm. It has a very rugged topography, with small plains and plateaus limited by mountains and rectilinear valleys (Lopes and Branquinho 1988). The predominant vegetation in the region where the study area is inserted is classified as semideciduous montane forest (IBGE 2012).

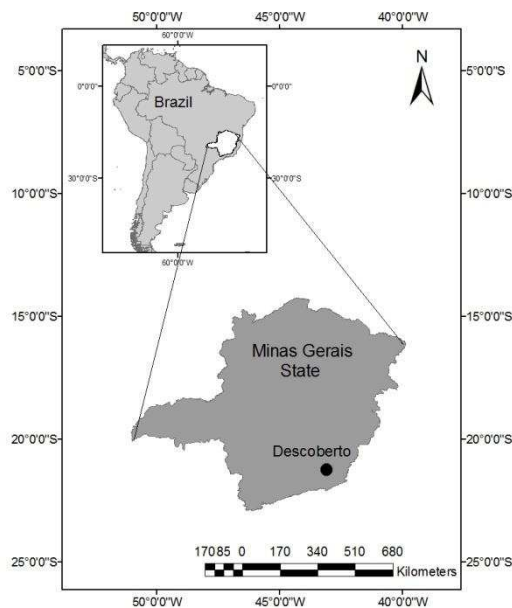


Figure 1. Study site, county of Descoberto, Minas Gerais State, Brazil.

In 2003, Votorantim Metais Company explored bauxite in the study area. Subsequently, yet in 2003, was held the topographic reconstruction process with the return of topsoil removed before mining and the implementation of forest restoration through the planting of trees in the total area (1.0 ha), with spacing of 1.0 x 1.0 m (table 1). Maintenance activities were held: correction of soil acidity; phosphate fertilizer;

topdressing around each seedling; regular combat the ants with granular bait. The study of the floristic composition of natural regeneration layer was performed in 2013.

Around the study area, there are areas undergoing restoration with different ages, grasslands and preserved forest fragments.

Table 1. List of tree species used in planting List of tree species used in planting for restoration of a mined area, in Descoberto – MG, Brasil.

Family	Specie	SC	DS
Achariaceae	Carpotroche brasiliensis (Raddi) A Gray	LS	Zoo
Arecaceae	Euterpe edulis Mart.	LS	Zoo
	Syagrus romanzoffiana (Cham.) Glassman	ES	Zoo
Bignoniaceae	Handroanthus heptaphyllus (Vell.) Mattos	LS	Ane
	Zeyheria tuberculosa (Vell.) Bureau ex Verl.	ES	Ane
	Sparattosperma leucanthum (Vell.) K.Schum.	ES	Ane
Cannabaceae	Trema micrantha (L.) Blume	P	Zoo
Chrysobalanaceae	Licania tomentosa (Benth.) Fritsch	ES	Zoo
Euphorbiaceae	Joannesia princeps Vell.	ES	Auto
Fabaceae	Anadenanthera peregrina (L.) Speg.	ES	Ane
	Caesalpinia peltophoroides Benth.	ES	Auto
	Cassia ferruginea (Schrad.) Schrad. ex DC.	ES	Auto
	Clitoria fairchildiana R.A.Howard	ES	Auto
	Dalbergia nigra (Vell.) Allemão ex Benth.	ES	Ane
	Hymenaea courbaril L.	LS	Zoo
	Inga vera Willd.	ES	Zoo
	Senna multijuga (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	ES	Auto
	Senna macranthera (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	P	Auto
	Plathymenia reticulata Benth.	ES	Ane
	Piptadenea gonoacantha (Mart.) J. F. Macbr	ES	Auto
	Anadenanthera colubrina (Vell.) Brenan	ES	Ane
	Cassia grandis L. f.	ES	Ane
	Platypodium elegans Vogel	ES	Ane
Lecythidaceae	Cariniana estrellensis (Raddi) Kuntze	LS	Ane
Malpighiaceae	Lophanthera lactescens Ducke	LS	Nc
Malvaceae	Luehea grandiflora Mart. & Zucc.	ES	Ane
Melastomataceae	Tibouchina granulosa (Desr.) Cogn.	P	Zoo
Meliaceae	Cedrela fissilis Vell.	LS	Ane
	Guarea guidonia (L.) Sleumer	LS	Zoo
Moraceae	Artocarpus heterophyllus Lam.	Nc	Zoo
Myrtaceae	Eugenia florida DC.	LS	Zoo
	Myrcia splendens (Sw.) DC.	ES	Zoo
	Syzygium cumini (L.) Skeels	P	Zoo
	Psidium guajava L.	P	Zoo
Phytolaccaceae	Gallesia integrifolia (Spreng.) Harms	ES	Zoo
Rubiaceae	Genipa americana L.	LS	Zoo
Urticaceae	Cecropia glaziovii Snethl.	P	Zoo

SC: successional category (P: pioneer, ES: early secondary, LS: late secondary); DS: dispersal syndrome (Ane: anemochory; Zoo: zoochory; Auto: autochory).

Vegetation characterization. In the study area, was allocated 40 permanent plots of 3.0 x 3.0 m, at intervals of 10 m between the plots. All the shrubs and trees with height \geq 0.30 m and diameter at breast height (DBH = 1.30 m) \leq 5.0 cm were measured the DSL (diameter at soil level) and height.

For species not identified in situ, the botanical material was collected for comparison to the material deposited in the herbarium VIC Federal University of Viçosa, consultation with experts and literature.

The classification of species into families followed Angiosperm Phylogeny Group III (APG III, 2009). The nomenclature of the species and the abbreviations follow available information on the Missouri Botanical Garden (2014) and Lista de Espécies da Flora do Brasil (2014).

Phytosociological parameters (Mueller-Dombois and Ellenberg 1974) for describing the community structure were determined using the software FITOPAC 2.1 (Shepherd 2010). Jaccard similarity index (Mueller-Dombois and Ellenberg 1974) was used to verify the floristic similarity between species of regeneration and species used in planting.

Successional categories and dispersal syndromes. The species sampled were classified as successional categories according Gandolfi et al. (1995) for Brazilian semideciduous forests. Were adopted four successional categories that correspond to the species shade tolerance: pioneer, early secondary, late secondary and unclassified. The more shade-tolerant species were included at the late secondary category. The shade-intolerant species were included at the pioneer category.

Species were also classified as to dispersal syndromes in four categories: zoochory, anemochory, autochory (van der Pijl 1982) and unclassified.

Environmental variables. The canopy openness was determined by digital hemispherical photographs acquired at the center of each plot with the CI-110 Digital Plant Canopy Imager® equipment.

The degree of soil penetration resistance was measured by resistance to vertical penetration into the soil by an impact penetrometer digital model penetrolog PLG1020 Falker®, using the cone type 2 in the 0 to 10 cm depth in each plot. Was used medium value of resistance to penetration in profile.

To measure the litter decomposition, 40 litterbags with 5.0 g of dry mass of leaf litter were distributed in the study area. Decomposition rates were estimated from the

loss of dry mass, during one year. The material obtained was dried in forced air oven at 70 °C for 48 hours and the dry mass was measured in electronic precision scale. Then, was estimated decomposition rate k according to equation 1 (Olson 1963).

$$X_t = X_0 e^{-kt} \quad [1]$$

Where, X_t = weight of litter at time t ; X_0 = initial weight of litter; e = natural logarithm; k = decomposition rate constant; t = time of decomposition.

Statistical analysis. For analyze the correlations between the environmental variables and vegetation, the canonical correspondence analysis was employed; it was performed in software FITOPAC 2.1 (Shepherd 2010). Environmental variables and frequency values for 23 species (density \geq five individuals) were used for the calculations. With subsequent removal of the species with no significant scores on both axes for analysis more robust. Thus, the number of species was reduced to 19. Correlations between the species axes and environmental variable axes were tested using Monte Carlo tests to estimate the significance of correlations among canonical axes.

RESULTS

Floristic composition. The floristic of the area in restoration was represented by 80 species belonging with 30 families. A total of 705 individuals were sampled in this forest (19,583 individuals ha^{-1}), distributed in 13,555 trees ha^{-1} and 3,888 shrubs ha^{-1} (table 2).

Table 2. Floristic and importance value (IV) of the species sampled in natural regeneration layer in area in restoration, Brazil.

Family	Specie	N	IV %	LF	SC	DS
Achariaceae	<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) A Gray	2	0.34	T	LS	Zoo
Anacardiaceae	<i>Astronium concinnum</i> Schott	2	1.32	T	LS	Ane
	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	1	0.74	T	ES	Ane
	<i>Spondias mombin</i> L.	2	0.43	T	U	Zoo
	<i>Spondias venulosa</i> (Engl.) Engl.	1	0.21	T	U	Zoo
	<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hil.	13	2.12	T	ES	Zoo
Annonaceae	<i>Annona neosericea</i> H.Rainer	1	0.41	T	ES	Zoo
	<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	1	0.39	T	ES	Zoo
	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	1	0.17	T	LS	Zoo
Arecaceae		1	0.17	T	LS	Zoo
Asteraceae	Asteraceae	3	0.72	U	U	U
	<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	1	0.17	S	P	Ane

Table 2 continue

Bignoniaceae	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	3	1.36	T	ES	Ane
	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	2	0.70	T	P	Ane
	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	2	0.37	T	LS	Ane
Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	1	0.34	T	ES	Zoo
Cannabaceae	<i>Celtis</i> sp.	1	0.20	T	U	U
Chrysobalanaceae	<i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch	19	4.35	T	ES	Zoo
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A.St.-Hil.	12	1.39	T	ES	Zoo
	<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	6	0.93	T	ES	Zoo
Euphorbiaceae	<i>Aparisthium cordatum</i> (A.Juss.) Baill.	3	1.36	T	ES	Auto
	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	6	1.02	T	ES	Auto
	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. et Endl.	3	0.46	T	P	Zoo
Fabaceae	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	11	5.56	T	LS	Zoo
	<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	16	5.20	T	ES	Ane
	<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC.	5	1.55	T	ES	Auto
	<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	3	1.44	T	ES	Ane
	<i>Inga vera</i> Willd.	2	1.26	T	ES	Zoo
	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	2	0.81	T	ES	Ane
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin et Barneby	2	0.80	T	ES	Auto
	<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	1	0.70	T	ES	Auto
	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	3	0.50	T	LS	Ane
	<i>Inga marginata</i> Willd.	1	0.49	T	ES	Ane
	<i>Caesalpinia leiostachya</i> (Benth.) Ducke	1	0.39	T	ES	Auto
	<i>Caesalpinia peltophoroides</i> Benth.	1	0.23	T	ES	Auto
	<i>Mimosa</i> sp.	1	0.17	U	U	U
	Lacistemataceae	<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	2	0.35	T	ES
Lauraceae	<i>Nectandra rigida</i> (Kunth) Nees	4	0.71	T	LS	Zoo
Malpighiaceae	<i>Byrsonima sericea</i> DC.	3	0.68	T	ES	Zoo
	<i>Lophanthera lactescens</i> Ducke	3	0.51	T	LS	U
Malvaceae	<i>Luehea grandiflora</i> Mart. et Zucc.	1	0.18	T	ES	Ane
Melastomataceae	<i>Miconia tristis</i> Spring	66	5.42	S	P	Zoo
	<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	36	4.75	T	P	Zoo
	<i>Miconia</i> sp.	61	4.32	U	U	U
	<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin	43	3.09	T	P	Zoo
	<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	20	2.35	T	ES	Zoo
	<i>Ossaea</i> sp.	11	1.10	S	U	U
	<i>Leandra nianga</i> (DC.) Cogn.	6	0.83	S	LS	Zoo
	<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	7	0.64	T	P	Zoo
	<i>Leandra sericea</i> DC.	3	0.51	S	LS	Zoo
	<i>Miconia discolor</i> DC.	3	0.41	S	U	Zoo
	<i>Ossaea marginata</i> (Desr.) Triana	4	0.41	S	U	U
	<i>Leandra</i> sp.	3	0.32	S	U	U
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	1	1.02	T	LS	Ane
	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	1	0.15	T	LS	Zoo
Moraceae	<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	1	0.58	T	U	Zoo
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	178	13.00	T	ES	Zoo
	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	3	2.62	T	P	Zoo

Table 2 continue

	<i>Eugenia florida</i> DC.	1	0.15	T	LS	Zoo
Piperaceae	<i>Piper arboreum</i> Aubl.	8	0.95	S	LS	Zoo
	<i>Piper mollicomum</i> Kunth	3	0.38	S	ES	Zoo
	<i>Piper</i> sp.	1	0.15	S	U	U
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. et Schult.	4	0.61	T	ES	Zoo
Rubiaceae	<i>Psychotria conjungens</i> Müll.Arg.	7	1.10	S	LS	Zoo
	<i>Psychotria nuda</i> Cham. et Schltldl.) Wawra	1	0.17	S	LS	Zoo
	<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	1	0.15	T	LS	Zoo
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	2	0.51	T	P	Zoo
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	2	0.49	T	LS	Zoo
	<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	2	0.43	T	ES	Zoo
Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	1	0.23	T	ES	Zoo
	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil.) Radlk.	1	0.16	T	P	Zoo
	<i>Cupania ludowigii</i> Somner et Ferrucci	1	0.15	T	LS	Zoo
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	30	4.23	T	LS	Zoo
Solanaceae	<i>Solanum leucodendron</i> Sendtn.	14	2.13	S	P	Zoo
	<i>Solanum cernuum</i> Vell.	9	1.18	S	P	Zoo
	<i>Solanum argenteum</i> Dunal	7	0.69	T	P	Zoo
Undetermined	Undetermined 1	3	0.40	U	U	U
	Undetermined 2	4	1.31	U	U	U
	Undetermined 3	3	0.29	U	U	U
	Undetermined 4	2	0.54	U	U	U
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Sneathl.	3	1.02	T	P	Zoo
Total		705	100.00			

N: number of individuals; IV: importance value; LF: life form (T: tree, S: shrub); SC: successional category (P: pioneer, ES: early secondary, LS: late secondary); DS: dispersal syndrome (Ane: anemochory; Zoo: zoochory; Auto: autochory); U: unclassified.

The families with the greatest species richness were Fabaceae (13) and Melastomataceae (12). The families with greatest number of individuals were Melastomataceae, with 263 individuals and Myrtaceae, with 182. They corresponded with 63.1 % of the total of plants sampled.

There are 21 common species between regeneration and species used in planting, with a Jaccard similarity index of 0.21 between planting and regeneration.

The species with the greatest importance values (IV) that characterize this area in restoration were *Myrcia splendens*, *Hymenaea courbaril*, *Miconia tristis*, *Anadenanthera peregrina*, *Miconia cinnamomifolia*, *Licania tomentosa*, *Miconia* sp., *Siparuna guianensis*, *Miconia latecrenata* and *Syzygium cumini*, representing 65.6 % of the individuals (figure 2).

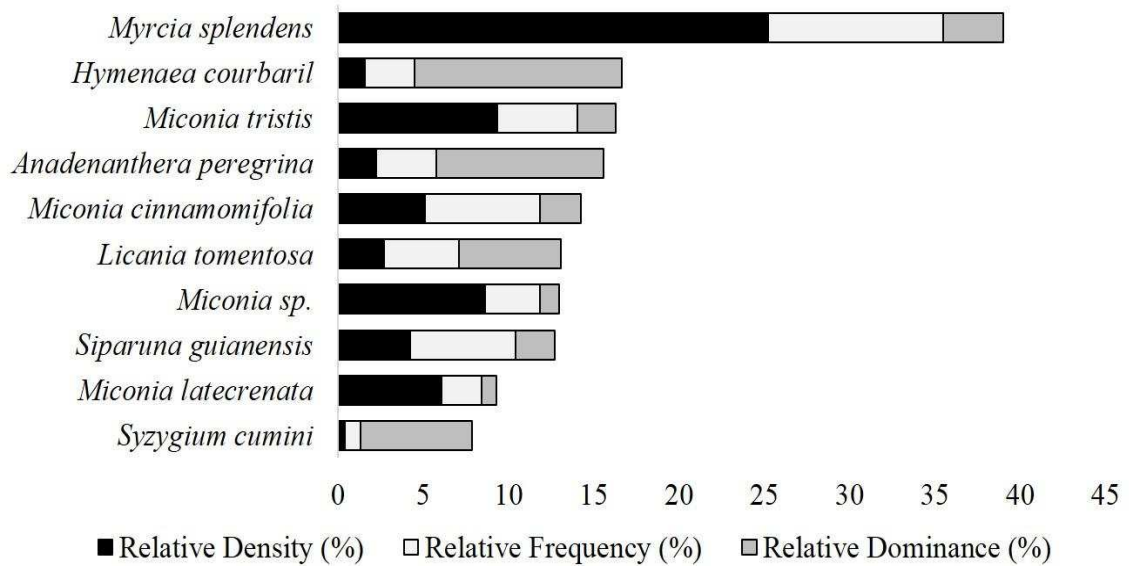


Figure 2. Species of natural regeneration that stood out with highest importance values (IV).

The average height value was 132 ± 122 cm, with minimum and maximum of 30 and 750 cm, respectively. The average diameter values was 1.20 ± 1.30 cm, with minimum and maximum of 0.02 and 7.92 cm, respectively.

The Shannon diversity index (H') was 3.20 and the evenness (J') was 0.73.

Successional categories and dispersal syndromes. The shrub and tree species sampled in the area in restoration are distributed in 14 pioneer species, 30 early secondary species and 20 late secondary species, while 16 species could not be classified. Of the total of individuals sampled in the area in restoration, 197 were pioneer, 314 early secondary, 90 late secondary, while 104 individuals were species unclassified (figure 3).

With respect to dispersal syndrome, the shrub and tree species sampled in the area in restoration are distributed in 47 zoochoric species, 13 anemochoric species, 7 autochoric species, while 13 species could not be classified. Of the total of individuals sampled in the area in restoration, 548 were zoochoric, 38 were anemochoric, 19 were autochoric, while 100 individuals were species unclassified (figure 3).

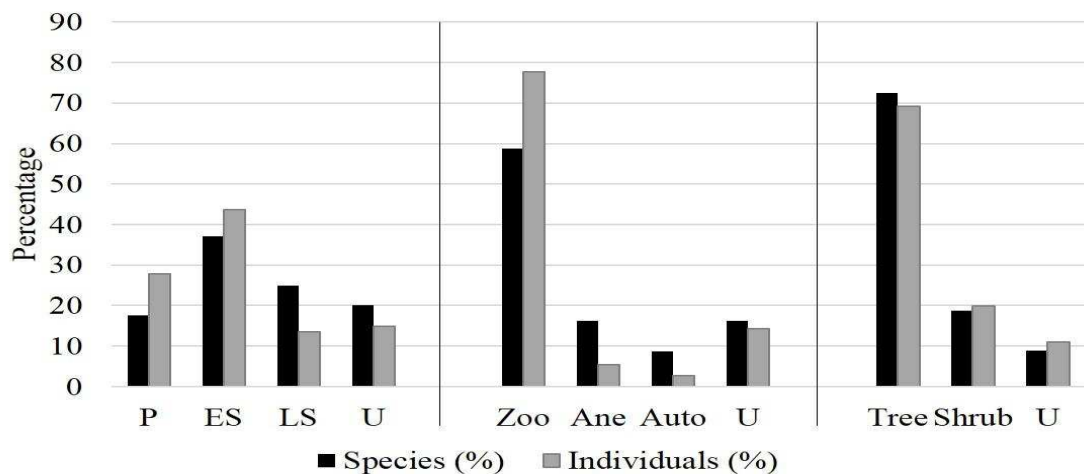


Figure 3. Percentual distribution of individuals and species to successional category (P: pioneer, ES: early secondary, LS: late secondary), dispersal syndrome (Ane: anemochory; Zoo: zoochory; Auto: autochory) and life form. U: unclassified.

Environmental variables and vegetation correlations. The environmental variables showed the following values: low leaf litter decomposition rate constant (k) = 0.0033 ± 0.0017 ; low canopy openness = 8.1 ± 6.5 %; high soil penetration resistance = 9.3 ± 4.6 MPa.

The species and the scores of axes 1 and 2 used in the canonical correspondence analysis are shown in table 3. The canonical correspondence analysis eigenvalues for the first two ordination axes were 0.354 (axis 1) and 0.145 (axis 2). In this analysis the first canonical axis explained 10.9 % of the variance and the second axis explained 4.5 %, together accounting for 15.4 % of the total variance. The Monte Carlo permutation test showed significance ($P \leq 0.05$) only for the species–environmental correlations between the first axes.

The environmental variables most strongly correlated with the first axis were the leaf litter decomposition, and with the second axis were the soil penetration resistance. The weighted correlations showed weak interrelations between the three variables, because they present lower eigenvalues than 0.5 (ter Braak 1995) (table 4).

The canonical correspondence analysis ordination (figure 4) indicates the formation of a group of species associated with less soil compaction and with low litter decomposition rate as *Maprounea guianensis* and *Solanum Cernuum*. And the formation of other group associated with intermediate values of soil penetration resistance and litter decomposition rate as *Miconia pusilliflora* and *Hymenaea courbaril*. *Solanum leucodendron* tended higher abundance in more open canopy. *Miconia latecrenata* and *Psychotria conjungens* tended higher abundance in more

closed canopy. *Piper arboreum* and *Solanum argenteum* tended higher abundance at sites with more compacted soils.

Table 3. The species, abbreviated species name and scores of axes 1 and 2 used in the canonical correspondence analysis.

Species	Abbr. Species name	Scores	
		Axis 1	Axis 2
<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC.	Cas fer	-1.133	0.716
<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A.St.-Hil.	Ery pel	0.322	-1.414
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Hym cou	-0.133	0.700
<i>Leandra nianga</i> (DC.) Cogn.	Lea nia	-1.960	-0.308
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Map gui	0.476	-1.085
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	Mic cin	0.109	0.640
<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin	Mic lat	2.325	1.897
<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	Mic pus	-1.419	0.695
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	Mic sel	-1.305	-1.951
<i>Miconia</i> sp.	Mic sp.	0.665	-0.919
<i>Miconia tristis</i> Spring	Mic tri	-1.470	0.400
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Myr spl	0.214	-0.565
<i>Ossaea</i> sp.	Oss sp.	-0.558	1.018
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	Pip arb	-1.150	2.060
<i>Psychotria conjungens</i> Müll.Arg.	Psy con	0.873	0.436
<i>Solanum argenteum</i> Dunal	Sol arg	-1.267	3.633
<i>Solanum cernuum</i> Vell.	Sol cer	0.537	-1.643
<i>Solanum leucodendron</i> Sendtn.	Sol leu	-0.809	-0.217
<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hil.	Xyl ser	-0.256	0.613

Table 4. Canonical correspondence analysis (CCA): internal correlations (intrasets) in the first two ordination axes and correlation matrix weighted environmental variables used in the analysis. *Correlations with absolute values > 0.5.

Environmental variables	Internal correlations		Weighted correlations		
	Axis 01	Axis 02	k	Soil penetration resistance	Canopy openness
k	-0.9886*	0.0664	1.000	-	-
Soil penetration resistance	-0.1317	0.9913*	0.196	1.000	-
Canopy openness	-0.3202	-0.2575	0.176	-0.215	1.000

Concerning the distribution of plots, the canonical correspondence analysis ordination (figure 5) indicates that there is no a formation of large patches in the area with predominant characteristics of the studied environmental variables. The study area shows environmental heterogeneity.

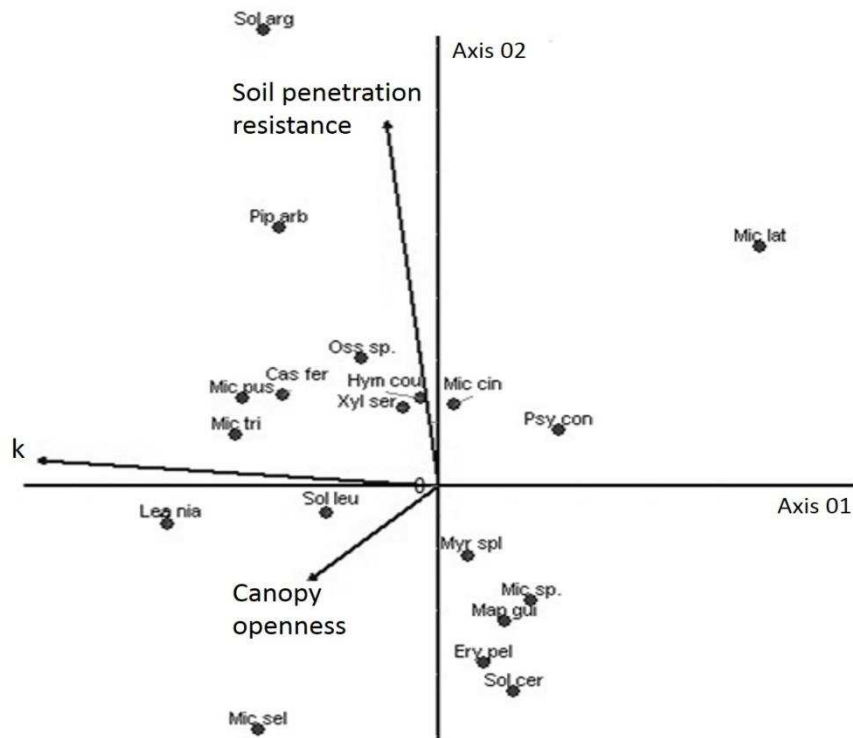


Figure 4. Canonical correspondence analysis ordination showing the distribution of species in relation to soil penetration resistance, leaf litter decomposition rate constant (k) and canopy openness. See table 2 for complete species names.

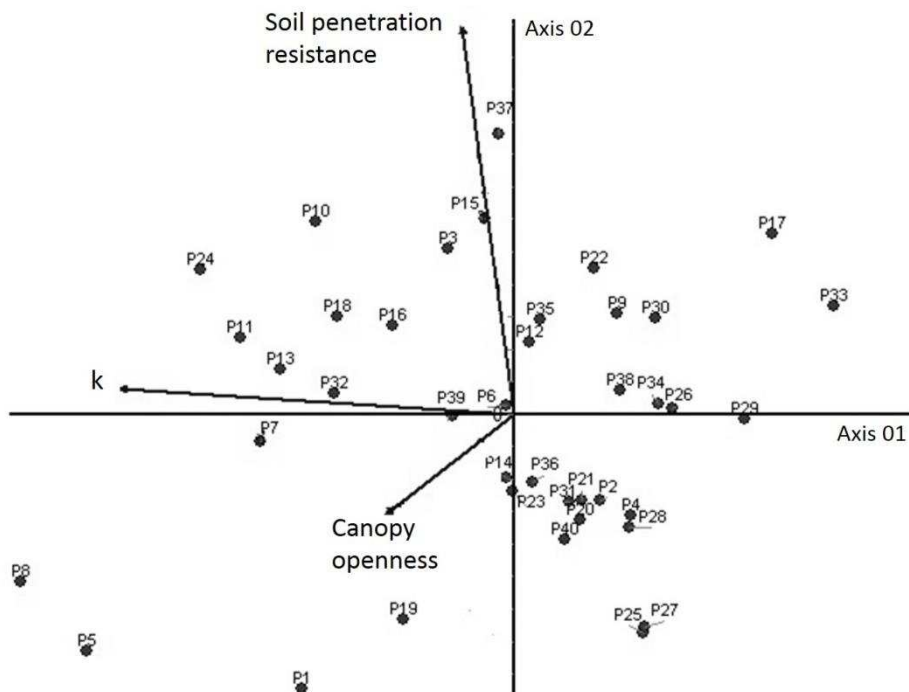


Figure 5. Canonical correspondence analysis ordination showing the distribution of plots in relation to soil penetration resistance, leaf litter decomposition rate constant (k) and canopy openness.

DISCUSSION

Floristic composition. Fabaceae, Melastomataceae and Myrtaceae are botanical families often found in floristic surveys of natural regeneration in semideciduous forests (Higuchi et al. 2006, Marangon et al. 2008) and in restored areas (Santos and Valcarcel 2011, Miranda Neto et al. 2012).

Fabaceae is an important family in restoration areas, because many species of this family can perform biological nitrogen fixation, which eases the regeneration on degraded soils (Campello 1998), as *Dalbergia nigra* (Dias et al. 2006), *Inga marginata* and *Inga vera* (Moreira e Siqueira 2006).

Melastomataceae gathers individuals with several life forms, with distribution in all Brazilian forest types (Baumgratz et al. 2010) and in degraded areas (Clausing and Renner 2001). It is considered the sixth largest family of angiosperms in Brazil (Forzza et al. 2010). In the Atlantic Forest, region of this study, this family is considered an important group due to the density of its populations (Baumgratz et al. 2006).

Myrtaceae is a botanical family with high occurrence in tropical and subtropical regions of the world (Lamarca et al. 2011) with about 3,800 species worldwide (Lucas et al. 2005) and about 1,000 species in Brazil (Sobral et al. 2010). Most species of this family is part of late successional category (Hüller and Schock 2011).

There is no floristic similarity between the regeneration layer and the species used in planting since the degree of floristic similarity between two communities considered by the Jaccard index (Mueller-Dumbois and Ellenberg 1974) has not been reached: values equal to or higher than 0.25. Nevertheless, the Fabaceae and Myrtaceae families are represented mainly by the species used in planting. This demonstrates an important contribution in the floristic composition of regeneration. Melastomataceae and Solanaceae have their most important representation of species from the surrounding forest fragments. This demonstrates that the area in restoration receives propagules of the forest matrix where it is inserted and provides a favorable environment for the development of these species from the surrounding.

The outstanding importance value (IV) presented by specie *Myrcia splendens* is mainly related to its high relative density. This species was also sampled with emphasis on natural regeneration in secondary forest fragments in southeastern Brazil (Alves and Metzger 2006, Higuchi et al. 2006) and in restored areas (Miranda Neto et al. 2012).

Hymenaea courbaril and *Anadenanthera peregrina* stood out for their high basal area value. Despite the low number of individuals, these have large size, with high values of height and diameter compared with other species.

Hymenaea courbaril has a great geographical distribution with adaptation to different environments (Silva-Júnior et al. 2001). Individuals of this species in the seedling and young stages are tolerant to shading, but young individuals also have good development in disturbed environments and in environments with high light incidence. This maximizes their use in conservation tactics and forest restoration projects (Oliveira et al. 2011).

Anadenanthera peregrina occurs in dry and wet soils; it tolerates shallow, compacted, poorly drained and soggy soils, with medium to clayey texture and it shows moderate growth (Carvalho 2003). However, a strong dominance and allelopathic effects of *Anadenanthera peregrina* can contribute to a selective effect on the seed bank and regeneration, and decrease the diversity of shrub and tree species in monospecific plantations for forest restoration (Souza et al. 2012).

The values of Shannon diversity (H') and evenness (J') define a forest with medium diversity, low ecological dominance and heterogeneous floristic to Semideciduous forest (Souza et al. 2013).

Successional categories and dispersal syndromes. The percentage of species and individuals by successional category in the area in restoration shows that the early secondary species were the most abundant ones. This result corroborates with findings in a 40-year-old restored forest by Miranda Neto et al. (2012) and forest fragment by Higuchi et al. (2006), both located in the same region of this study, in which the greater proportion of the verified species was from the early secondary category. These data show an average successional stage for such environments and show that the area in restoration got successional advance and progress in the dynamics of ecological relations.

The percentage of species and individuals by dispersal syndromes in the area in restoration shows that the zoochoric species were the most abundant ones. More than 75 % of trees in tropical forests have zoochoric dispersion (Beaune et al. 2013). This large presence of species with zoochoric dispersion is important for the maintenance of propagules disperser fauna, and shows an important resource and shelter supply for the fauna (Franco et al. 2012).

Environmental variables and vegetation correlations. The average value of canopy openness did not present high-value. It collaborates with the large presence in natural regeneration layer of species of secondary ecological group, which need shaded environment at least in the initial growth phase.

According to the classification of soil penetration resistance in forest environments proposed by Arshad et al. (1996), the average value found in this study falls under high compaction. This probably happened because the study area was severely altered by the bauxite mining and by the topsoil removal and, thus, it reached the lower layers in the soil profile with higher resistance to penetration. This severe alteration of the study area may also have a direct action on the low leaf litter decomposition rate constant. In an environment with high compaction as the study area, the speed of lixiviation is low, and thus the leaf litter decomposition rate will be slower.

The first and second eigenvalue can be considered low, less than 0.5 (ter Braak 1995), showing the existence of a short gradient on the first and second axes (Carvalho et al. 2005).

The low eigenvalues show a remaining variance that is not explained by the environmental variables used. However, it is a common feature in vegetation data and does not affect the significance of the species-environment relationships (ter Braak 1995). This fact is proven by the Monte Carlo permutation test which showed that the abundances of species and environmental variables were significantly correlated, at least on the first axis.

Canonical correspondence analysis showed that the species analyzed have different behaviors in relation to environmental variables.

Miconia latecrenata is a pioneer species found in open areas (Fonseca et al. 2013). However, this species was associated with a more closed canopy sites. This was probably due to the concentration of 77 % of individuals of this species in a single installment, where the value of canopy openness was only 4.3 %. This result shows that *Miconia latecrenata* can also develop and survive, at least in the initial phase, in environments with high levels of shading.

Piper arboreum is an understory plant (Bizerril and Raw 1998), found in disturbed areas and its fruits are dispersed by bats (Mikich 2002). *Solanum argenteum* is a frequent specie in natural regeneration layer of reforested degraded areas (Santos and Valcarcel 2011) and its main mechanism of dispersal is by fruit bats (Mikich 2002). These facts can explain the preference of these species for sites with high soil penetration resistance.

CONCLUSIONS

The floristic composition of natural regeneration layer, mostly, can be divided into two groups. The first group is associated with less soil compaction and with low litter decomposition rate and the second is associated with intermediate values of soil penetration resistance and litter decomposition rate.

The natural regeneration layer of the area in restoration shows progress in forest succession, and it can be classified as intermediate successional stage. For the mined area, the results obtained after ten years of implementation of the restoration project, in floristic terms, are suitable. In other words, we can consider that the ecological processes of the area was successfully restored.

REFERENCES

- Alves LF, JP Metzger. 2006. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. *Biota Neotropica* 6(2). Consultado 27 nov. 2013. Disponível em <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00406022006>
- APG III (Angiosperm Phylogeny Group III). 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the order sand families of flowering plants. *Botanical Journal of the Linnean Society* 161:105-121.
- Arshad MA, B Lowery, B Grossman. 1996. Physical tests for monitoring soil quality. In Doran JW, AJ Jones eds. *Methods for assessing soil quality*. Madison, USA. Soil Science Society of America. p. 123-141.
- Baumgratz JFA, KFR Bernardo, B Chiavegatto, R Goldenberg, PJF Guimarães, R Kriebel, AB Martins, FA Michelangeli, M Reginato, R Romero, MLDR Souza, E Woodgyer. 2010. Melastomataceae. In Forzza RC et al. eds. *Catálogo de plantas e fungos do Brasil*. v. 02. Rio de Janeiro, Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. p. 1236-1277.
- Baumgratz JFA, MLDR Souza, DC Carraça, BA Abbas. 2006. Melastomataceae na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro, Brasil: aspectos florísticos e taxonômicos. *Rodriguésia* 57:591-646.
- Beaune D, F Bretagnolle, L Bollache, G Hohmann, M Surbeck, B Fruth. 2013. Seed dispersal strategies and the threat of defaunation in a Congo forest. *Biodiversity and Conservation* 22:225–238.

- Bizerril MXA, A Raw. 1998. Feeding behaviour of bats and the dispersal of *Piper arboreum* seeds in Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 14(1): 109-114.
- Brancalion PHS, RAG Viani, RR Rodrigues, S Gandolfi. 2012. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In Martins SV ed. *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. Viçosa, Brasil. Editora UFV. p. 262-293.
- Campello EFC. 1998. Sucessão vegetal na recuperação de áreas degradadas. In Dias LE, LWV Mello eds. *Recuperação de áreas degradadas*. Viçosa, Brasil. Editora UFV. p. 183-196.
- Carvalho DA, AT Oliveira-Filho, E van den Berg, MAL Fontes, EA Vilela, JJGSM Marques, WAC Carvalho. 2005. Variações florísticas e estruturais do componente arbóreo de uma floresta ombrófila alto-montana às margens do rio Grande, Bocaina de Minas, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19(1): 91-109.
- Carvalho JOP. 1982. Análise estrutural da regeneração natural em floresta tropical densa na região do Tapajós no Estado do Pará. Tesis Magíster en Engenharia Florestal. Curitiba, Brasil. Universidade Federal do Paraná. 128 p.
- Carvalho PER. 2003. *Espécies arbóreas brasileiras*. Colombo, Brasil. Embrapa Florestas. 1039 p.
- Clausing G, SS Renner. 2001. Molecular phylogenetics of Melastomataceae and Memecylaceae: implications for character evolution. *American Journal of Botany* 88:486-498.
- Deluca TH, GH Aplet, B Wilmer, J Burchfield. 2010. The unknown trajectory of forest restoration: a call for ecosystem monitoring. *Journal of Forestry* 108(6):288-295.
- Dias PF, SM Souto, MEF Correia, GP Rocha, JF Moreira, KM Rodrigues, AA Franco. 2006. Árvores fixadoras de nitrogênio e macrofauna do solo em pastagem de híbrido de *Digitaria*. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 41(6):1015-1021.
- Fonseca SN, JHC Ribeiro, FA Carvalho. 2013. Estrutura e diversidade da regeneração arbórea em uma floresta secundária urbana (Juiz de Fora, MG, Brasil). *Floresta e Ambiente* 20(3):307-315.
- Forzza RC, JFA Baumgratz, CEM Bicudo, AA Carvalho Júnior, A Costa, DP Costa, M Hopkins, PM Leitman, LG Lohmann, LC Maia, G Martinelli, M Menezes, MP Morim, MAN Coelho, AL Peixoto, JR Pirani, J Prado, LP Queiroz, VC Souza, JR Stehmann, LS Sylvestre, BMT Walter, D Zappi. 2010. *Catálogo de plantas e fungos do Brasil*. v. 01. Rio de Janeiro, Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 1702 p.

- Franco BKS, SV Martins, PCL Faria, GA Ribeiro. 2012. Densidade e composição florística do banco de sementes de um trecho de floresta estacional semidecidual no campus da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. *Revista Árvore* 36(3):423-432.
- Gandolfi S, HF Leitão Filho, CLF Bezerra. 1995. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta semidecídua no município de Guarulhos, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 55:753-767.
- Grant CD, SC Ward, SC Morley. 2007. Return of Ecosystem Function to Restored Bauxite Mines in Western Australia. *Restoration Ecology* 15(4):S94-S103.
- Higuchi P, MGF Reis, GG Reis, AL Pinheiro, CT Silva, CHR Oliveira. 2006. Composição florística da regeneração natural de espécies arbóreas ao longo de oito anos em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, em Viçosa, MG. *Revista Árvore* 30(6):893-904.
- Hüller A, AA Schock. 2011. Avaliação do potencial alelopático de três espécies de *Eugenia* L. (Myrtaceae) sobre o processo germinativo de *Lactuca sativa* L. *Revista de Ciências Ambientais* 5(1):25-37.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. 2ª ed. Manuais Técnicos em Geociências. Rio de Janeiro, Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 275 p.
- Kew GA, FC Mengler, RJ Gilkes. 2007. Regolith strength, water retention, and implications for ripping and plant root growth in bauxite mine restoration. *Restoration Ecology* 15(4):S54-S64.
- Koch JM .2007. Restoring a Jarrah Forest Understorey Vegetation after Bauxite Mining in Western Australia. *Restoration Ecology* 15(4):S26-S39.
- Lamarca EV, CV Silva, CJ Barbedo. 2011. Limites térmicos para a germinação em função da origem de sementes de espécies de *Eugenia* (Myrtaceae) nativas do Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 25(2):293-300.
- Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Consultado 11 mar. 2014. Disponível em <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>
- Lopes RF, JA Branquinho. 1988. Jazidas de bauxita da Zona da Mata de Minas Gerais. In Schobbenhaus C, CES Coelho coords. Principais depósitos minerais do Brasil, v.3. Brasília, Brasil. Departamento Nacional da Produção Mineral. p. 599-619.
- Lu HF, ZH Wang, DE Campbell, H Ren, J Wang. 2011. Emergy and eco-exergy evaluation of four forest restoration modes in southeast China. *Ecological Engineering* 37:277-285.

- Lucas EJ, SR Belsham, EM Nic Lughadha, DA Orlovich, CM Sakuragui, MW Chase, PG Wilson. 2005. Phylogenetic patterns in the fleshy-fruited Myrtaceae – preliminary molecular evidence. *Plant Systematics and Evolution* 251:35-5.
- Marangon LC, JJ Soares, ALP Feliciano, CFLS Brandão. 2008. Regeneração natural em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. *Revista Árvore* 32(1):183-191.
- Martins SV, SH Kunz. 2007. Use of evaluation and monitoring indicators in a riparian forest restoration project in Viçosa, southeastern Brazil. In Rodrigues RR, SV Martins, S Gandolfi eds. *High diversity forest restoration in degraded areas*. New York, USA. Nova Science Publishers. p. 261-273.
- Martins SV. 2013. *Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração*. Viçosa, Brasil. Aprenda Fácil. 264 p.
- Mikich SB. 2002. A dieta dos morcegos frugívoros (Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae) de um pequeno remanescente de Floresta Estacional Semidecidual do sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 19:239-249.
- Miranda Neto A, SV Martins, KA Silva, JM Gleriani. 2012. Estrato de regeneração natural de uma floresta restaurada com 40 anos. *Pesquisa Florestal Brasileira* 32(72):409-420.
- Missouri Botanical Garden. Consultado 10 mar. 2014. Disponible en <http://www.tropicos.org>.
- Moreira FMS, JO Siqueira. 2006. *Microbiologia e bioquímica do solo*. 2. ed. Lavras, Brasil. Editora UFLA. 729 p.
- Moreira PR. 2004. *Manejo do solo e recomposição da vegetação com vistas a recuperação de áreas degradadas pela extração de bauxita, Poços de Caldas, MG*. Tesis Doctor em Ciências Biológicas. Rio Claro, Brasil. Universidade Estadual Paulista. 155 p.
- Mueller-Dombois D, H Ellenberg. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York, US. John Wiley & Sons. 547 p.
- Newton AC. 2007. *Forest ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford, UK. University Press. 454 p.
- Oliveira WL, MB Medeiros, P Moser, R Pinheiro, LB Olsen. 2011. Regeneração e estrutura populacional de jatobá-da-mata (*Hymenaea courbaril* L.), em dois fragmentos com diferentes graus de perturbação antrópica. *Acta Botanica Brasilica* 25(4):876-884.

- Parrotta JA, OH Knowles, JM Wunderle Jr. 1997. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. *Forestry Ecology and Management* 99:21-42.
- Rodrigues ER, R Monteiro, L Cullen Junior. 2010. Dinâmica inicial da composição florística de uma área restaurada na região do Pontal do Paranapanema, São Paulo, Brasil. *Revista Árvore* 34(5):853-861.
- Santos JF, R Valcarcel. 2011. Avaliação florística do estrato regenerante de reflorestamentos em área reabilitada na Mata Atlântica. *Floresta e Ambiente* 18(4):390-401.
- Shepherd GJ. 2010. *Fitopac 2.1* – Campinas, Brasil. Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas.
- Silva-Júnior MC, JM Felfili, BMT Walter, PE Nogueira, AV Rezende, RO Morais, MGG Nobrega. 2001. Análise da flora arbórea de Matas de Galeria no Distrito Federal: 21 levantamentos. In Ribeiro JF, CEL Fonseca, JC Sousa-Silva eds. *Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria*. Planaltina, Brasil. Embrapa Cerrados. p. 143-191.
- Sobral M, C Proença, M Souza, F Mazine, E Lucas. 2010. Myrtaceae. In Forzza RC et al. eds. *Catálogo de plantas e fungos do Brasil*. v. 02. Rio de Janeiro, Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. p. 1301-1329.
- Souza PB, AL Souza, WS Costa, RV Del Peloso, JM Lana. 2012. Florística e diversidade das espécies arbustivo-arbóreas regeneradas no sub-bosque de *Anadenanthera peregrina* (L.) Speg. *Cerne* 18(3):413-421.
- Souza PB, JAA Meira Neto, AL Souza. 2013. Diversidade florística e estrutura fitossociológica de um gradiente topográfico em floresta estacional semidecidual submontana, MG. *Cerne* 19(3):489-499.
- ter Braak CJF. 1995. Ordination. In Jongman RHG, CJF ter Braak, OFR van Tongeren eds. *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge, UK. Cambridge University Press. p. 91-173.
- van Andel J, J Aronson. 2012. Getting started. In van Andel J, Aronson J eds. *Restoration ecology: the new frontier*. Oxford, UK. Wiley-Blackwell. p. 3-8.
- van der Pijl L. 1982. *Principles of dispersal in higher plants*. 3 ed. Berlin, Germany and New York, US. Springer-Verlag. 214 p.
- Wortley L, J Hero, M Howes. 2013. Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restoration Ecology* 21(5):537-543.

**4. ARTIGO 3 – LITTER PRODUCTION AND LEAF LITTER
DECOMPOSITION IN MINED AREA IN
RESTORATION PROCESS IN SOUTHEAST BRAZIL**

Litter production and leaf litter decomposition in mined area in restoration process in southeast Brazil

Abstract

The objective of the present study was to quantify annual litter production and to verify leaf litter decomposition rate in mined area in restoration process in southeast Brazil. Were installed 40 litter traps of 1 m². The material was collected monthly during one year and separated into several fractions: leaf, flower, fruit-seed and branches. Then, the production was quantified. Forty litterbags were arranged systematically in the study area. Was estimated decomposition rate (k) and half-life time (t_{0,5}) of the litter for one year. The annual litter production was 6,772 ± 1,940 kg ha⁻¹. The predominant fraction was leaf (5,101 ± 1,486 kg ha⁻¹). Litter production presents seasonally throughout the year, with the largest production in the end of the cool and dry period. And the leaf litter presents higher decomposition rate in the period of highest rainfall.

Keywords: Atlantic Forest, bioindicators, forest ecology, litterbag, native species.

Introduction

Mining activity generates the degradation of large areas of land worldwide (Machado et al. 2013). Complete removal of vegetation layers and top soil through mining hinders or eliminates natural regeneration processes (Palmer et al. 1997). Therefore, anthropic interventions are necessary to restore the natural structure and function of plant communities.

These interventions are conducted through forest restoration techniques, which are considered as effective tools of ecological engineering (Lu et al. 2011). The goal of forest restoration is to return the site to pre-disturbance conditions (van Andel and Aronson 2012).

To avoid the occurrence of unforeseen events that may harm forest restoration in a particular area, it is essential to perform an evaluation of area in restoration process. This evaluation checks the development of ecological processes, helps in identifying potential disturbances, defines management measures to be implemented, aids in improving the methods and models employed, and helps studies of employed plant communities (Ignácio et al. 2007). It is also possible to have an integrated approach between social and ecological factors by combining the evaluation of vegetative indicators with an assessment of public perception and esthetic and recreational values provided by the restoration (Petursdottir et al. 2013).

The success of a forest restoration project requires an evaluation of the area in restoration through the analysis of indicators or environmental variables (Brancalion et al. 2015). The most used indicators are vegetative indicators or bioindicators such as natural regeneration, seed rain, soil seed bank, canopy openness, litter production, and litter decomposition (Martins 2013). Litter production is related to factors like species composition, species physiological responses, winds, and hydrological regime (Eglin et al. 2008, Aceñolaza et al. 2010).

Through litter decomposition, organic matter and nutrients are returned to the forest soils, thus bringing about an improvement in soil fertility (Xuluc-Tolosa et al. 2003, Alhamd et al. 2004). The rate of litter decomposition is related to soil carbon and nitrogen content and the presence of bacteria, fungi, and other soil organisms (Kemp et al. 2003, Alhamd et al. 2004).

Litter production and leaf litter decomposition are important indicators for the assessment of forest restoration because they are linked to nutrient cycling (Barnes et al. 1998). The litter is the main route of transfer of carbon, nitrogen, phosphorus and calcium back to soils (Cole and Rapp 1980).

In this context, the objective of this study was to quantify annual litter production and to verify leaf litter decomposition rate in a mined area in restoration process in southeast Brazil. And to test the hypothesis: 1) existence of seasonal differences in litter production throughout the year, with an highest production during the dry season; 2) occurrence of highest leaf litter decomposition rate in the period of highest rainfall.

Materials and methods

Study site

The current study was conducted in a mined area in restoration process by planting tree seedling (21°25'35"S, 42°56'08"W), in the county of Descoberto, Minas Gerais State, in southeast Brazil, with altitude between 618-633 m.

The climate of the region is classified as Aw (tropical humid) by the Köeppen system. The temperature is high in summer, reaching 40 °C, and in winter it is 20-22 °C, and the average annual rainfall is 1,300 mm. It has a very rugged topography, with small plains and plateaus limited by mountains and rectilinear valleys (Lopes and Branquinho 1988). The predominant vegetation in the region where the study area is inserted is classified as semideciduous montane forest (IBGE 2012).

In 2003, Votorantim Metais Company explored bauxite in the study area. Subsequently the topographic reconstruction process and the implementation of forest restoration were held through the planting of native trees in the total area (1 ha), with spacing of 1 x 1 m. Around the study area, there are areas undergoing restoration with different ages, grasslands and preserved forest fragments.

Litter production

In the study area, 40 litter traps of 1 m² were installed, placed 10 cm above the soil surface at intervals of 10 m between the traps. The traps were made of metal frame with the bottom covered by a shading screen. The material intercepted by the traps was regularly collected at intervals of 30 days during a period of 12 months between July 2012 and June 2013. The litter collected was separated into fractions: leaf, flower, fruit-seed and branches (up to 2 cm diameter). After the sorting, the fractions were dried in forced air oven at 70 °C for 48 hours and the dry mass was measured in electronic precision scale.

For the analysis of the monthly change in total production and fractional litter, the analysis of variance (ANOVA) was used, followed by the comparison of means (Tukey test, $p < 0.05$). This test was performed in Statistica 7.0 software (Statsoft 2004).

The rainfall data were provided by the weather station of the company Votorantim Metais (Figure 1). The canopy openness was determined through digital hemispherical photographs obtained at the center of each trap with the CI-110 Digital Plant Canopy Imager® equipment.

To evaluate the influence of rainfall and canopy openness in litter production during the study period, the matrix of Pearson correlation (significance p -level < 0.01) between the total litter production, the production of fractions, the data from rainfall and canopy openness was calculated.

Leaf litter decomposition

Forty litterbags were distributed in the study area. A litterbag with 5.0 g of leaf litter dry mass of a mixture of species was placed in soil beside each litter trap. Litterbags were made of nylon mesh with the dimensions of approximately 22 x 22 x 3 cm.

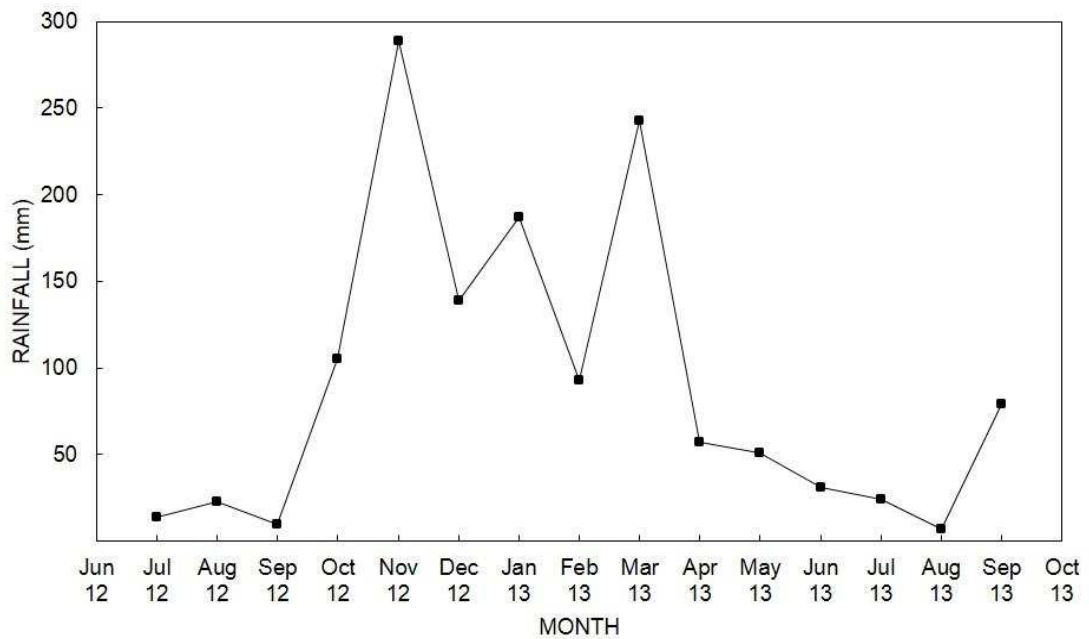


Figure 1. Rainfall occurred from July 2012 to September 2013 for the county of Descoberto, in southeast Brazil. Source: Votorantim Metais weather station.

Decomposition rates were estimated from the loss of dry mass. Every 3 months, 10 litterbags were randomly collected from the area, totaling 4 samplings. The material obtained at every opportunity was dried in forced air oven at 70 °C for 48 hours and the dry mass was measured in electronic precision scale. Then, the decomposition rate k was estimated according to the equation 1 (Olson 1963), and half-life time ($t_{0.5}$) according to equation 2 (Rezende et al. 1999).

$$X_t = X_0 \cdot e^{-kt} \quad (1)$$

Where, X_t = weight of litter at time t ; X_0 = initial weight of litter; e = natural logarithm; k = decomposition rate constant; t = time of decomposition.

$$t_{0.5} = \ln(2) / k \quad (2)$$

Where, $t_{0.5}$ = half-life time; k = decomposition rate constant.

A regression analysis was performed to estimate the mass of remaining leaf litter. Different models were evaluated, such as linear, logarithmic, exponential,

polynomial and potential. The best fit was calculated using the coefficient of determination (R^2) at a 0.01 significance level.

Results

Litter production

The annual litter production was estimated at $6,772 \pm 1,940 \text{ kg ha}^{-1}$. The predominant fraction was leaf ($5,101 \pm 1,486 \text{ kg ha}^{-1}$), followed by the fractions of branches ($1,290 \pm 660 \text{ kg ha}^{-1}$), fruits / seeds ($272 \pm 310 \text{ kg ha}^{-1}$) and flowers ($109 \pm 211 \text{ kg ha}^{-1}$).

Seasonal variation in litterfall at the area in restoration is showed in Figure 2. Litterfall occurred throughout the year but the maximum rate occurred at the end of the cool and dry period (September-October), with 24% of total litter.

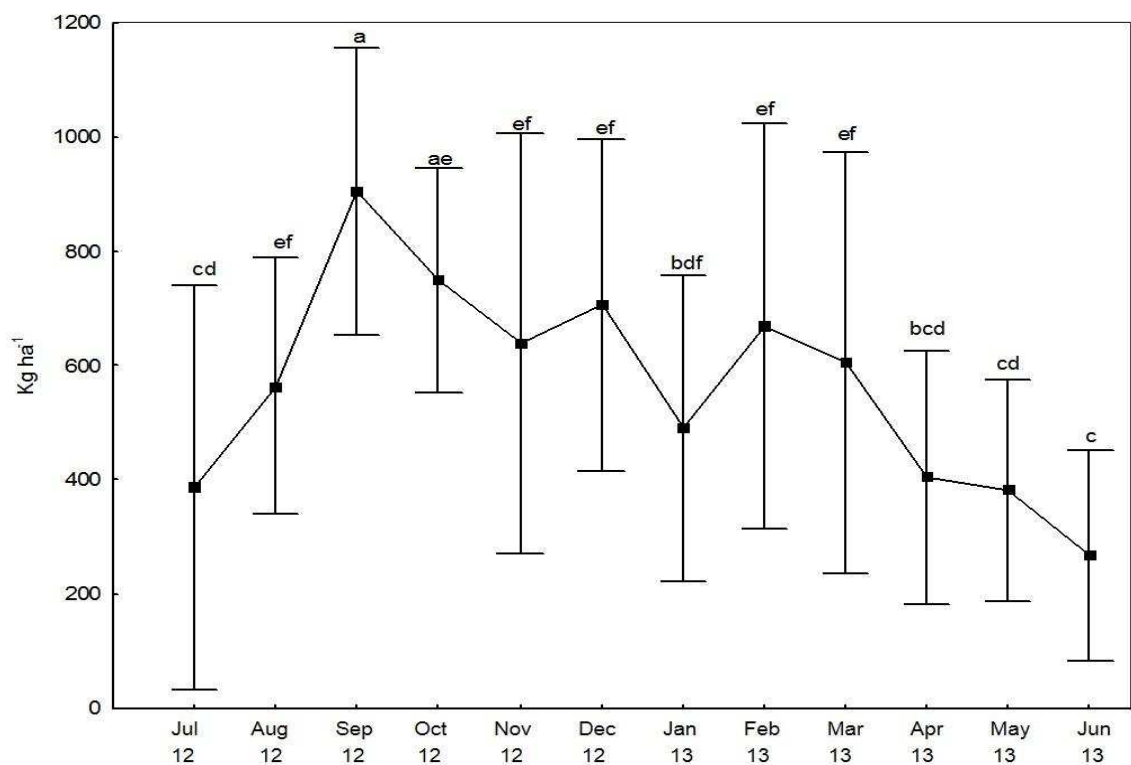


Figure 2. Mean monthly production (kg ha^{-1} ; \pm SD) between July 2012 and June 2013 for total litter in the mined area in restoration process, southeast Brazil. Means followed by the same letter do not differ by Tukey test ($p > 0.05$).

The lowest values of total litter production were recorded in the transition from the fall-winter seasons, with lower production in June. Leaf fraction presented throughout the year a pattern very similar to the total litter production. The branch fraction showed higher production in November. The fruit-seed fraction had slight increase in the production in August and flower fraction showed a slight increase in April, both showed a low and constant production (Figure 3).

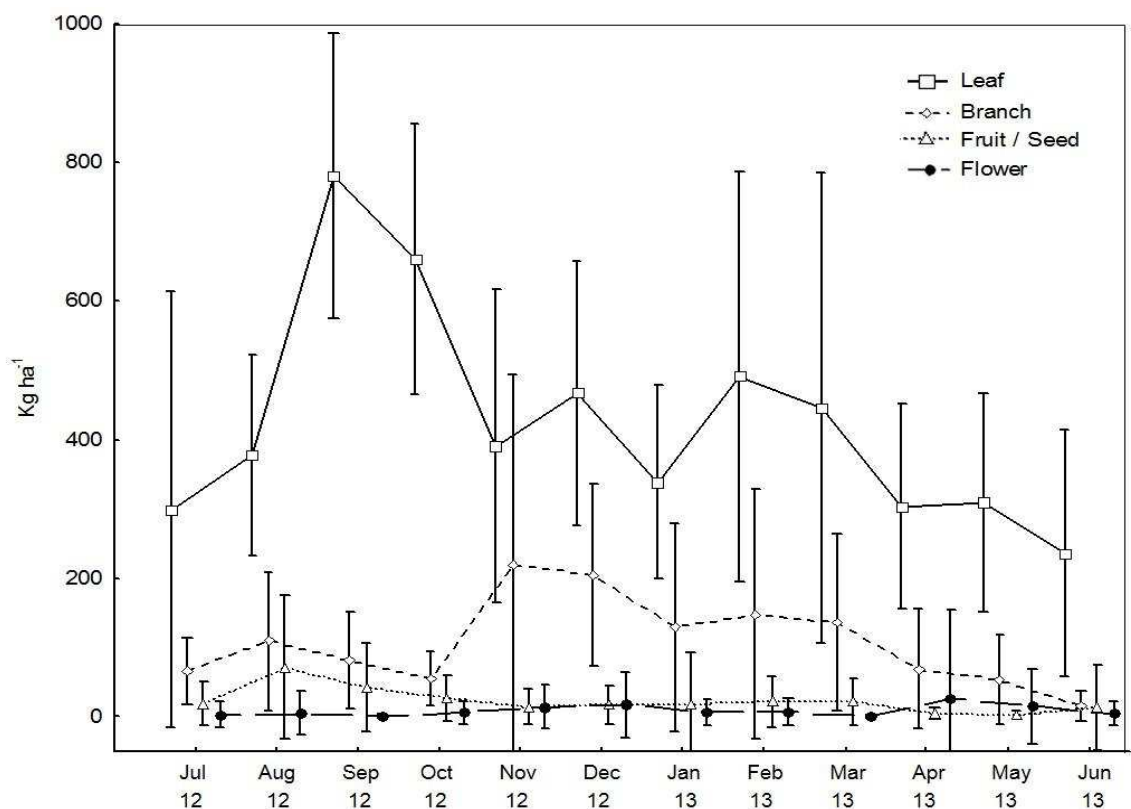


Figure 3. Mean monthly production (kg ha^{-1} ; \pm SD) between July 2012 and June 2013 for fractions of the litter in the mined area in restoration process, southeast Brazil.

The correlations between the total litter and fractions were expressive and significant ($p < 0.01$), especially the leaf fraction. However, the correlations between litter and canopy openness were not significant ($p > 0.01$). The area in restoration has low canopy openness ($8.1 \pm 6.5\%$). Rainfall showed a significant correlation ($p < 0.01$) only with the branch fraction (Table 1).

Table 1. Pearson correlations among rainfall, canopy openness (CO), total litter, fractions leaf, branch, fruit-seed and flower of the mined area in restoration process, southeast Brazil

	Leaf	Branch	Fruit-Seed	Flower	Total litter	CO	Rainfall
Leaf	1.000	-	-	-	-	-	-
Branch	0.061	1.000	-	-	-	-	-
Fruit-Seed	0.405*	-0.020	1.000	-	-	-	-
Flower	0.675*	0.035	0.441*	1.000	-	-	-
Total litter	0.925*	0.388*	0.512*	0.709*	1.000	-	-
CO	-0.164	-0.005	-0.083	-0.044	-0.145	1.000	-
Rainfall	-0.015	0.732*	-0.257	0.072	0.213	-	1.000

* $p < 0.01$ significant

Leaf litter decomposition

The values of the dry mass, decomposition constant (k) and the half-life of the leaf litter in each analysis period are shown in Table 2, and the decomposition curve is in Figure 4.

The highest decomposition rate and the consequent lowest value for half-life were recorded in the period from October-December 2012. The best regression model adjusted (polynomial) for the estimated leaf litter decomposition in area in restoration resulted that 84% ($p < 0.01$) of the variation in the remaining leaf litter mass can be estimated from the time, in months (Figure 4).

Table 2. Dry mass, decomposition rate (k) and litter half-life time ($t_{0.5}$) during periods of analysis in the mined area in restoration process, southeast Brazil

t (months)	Period	Dry mass (g)	Decomposition (%)	k ($\text{g g}^{-1} \text{day}^{-1}$)	$t_{0.5}$ (days)
0	Oct 2012	5.00 ± 0.00	00.0	0.0000	-
3	Oct-Dec 2012	3.53 ± 0.57	29.3	0.0039	180
6	Jan-Mar 2013	3.04 ± 0.69	39.1	0.0028	251
9	Apr-Jun 2013	1.98 ± 0.46	60.4	0.0034	202
12	Jul-Sep 2013	1.95 ± 0.42	61.0	0.0026	265

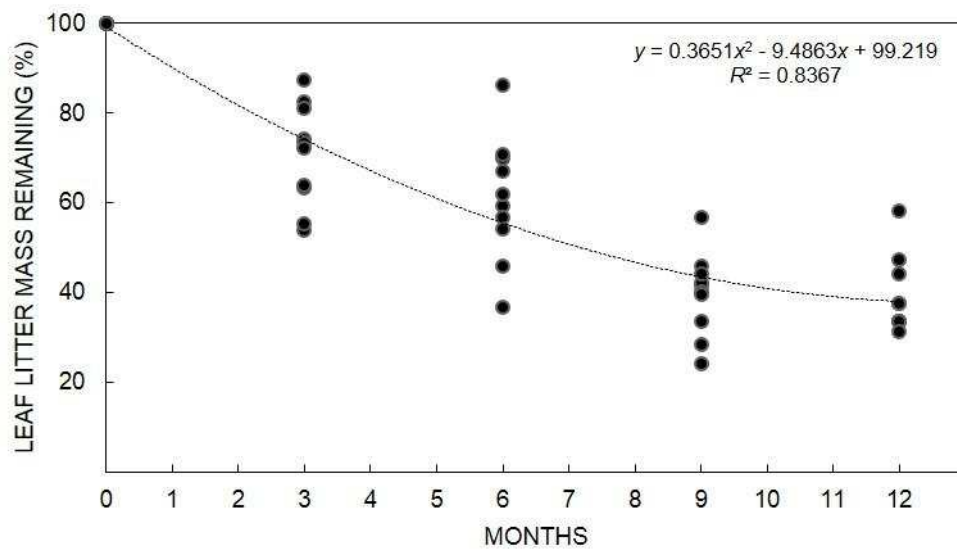


Figure 4. Leaf litter decomposition curves in the mined area in restoration process, southeast Brazil.

Discussion

Litter production

The annual litter production obtained is among the values recorded in Tropical Forests in Brazil (Werneck et al. 2001, Pinto et al. 2008, Menezes et al. 2010, Dickow 2012), Mexico (Sanchez and Alvarez Sanchez 1995), Jamaica (McDonald and Healy 2000) and Thailand (Hanpattanakit and Chidthaisong 2012). Also in areas in restoration (Moreira and Silva 2004, Machado et al. 2008, Celentano et al. 2011).

The greater production of leaf fraction in the final period of the dry season can be related to the occurrence of strong winds in September and October, typical of this season in southeast Brazil, and which acts as a mechanical factor (Pinto et al. 2008). It too can be related to the vegetation response to water stress which acts as a mechanism to reduce water loss through transpiration (Martins and Rodrigues 1999). Addition to the decrease in temperature and low soil moisture during this season (Burghouts et al.

1994, Hanpattanakit and Chidthaisong 2012), and reduction of photoperiod (Moreira and Silva 2004).

The deposition of branches is related to biotic events that generate long-term responses and abiotic ones that generate short-term responses such as physical damage by lightning, high winds, falling trees and rainfall (Pinto et al. 2008). Thus, the rain was possibly the main factor of greater deposition of branches in November-2012, the month with the highest volume of rainfall (289 mm) during the analysis of litter.

The production values of flowers and fruit-seeds are directly related to local biotic conditions, floristic composition and phenology of species present in the study area (Diniz and Pagano 1997). Therefore, these fractions do not follow the same distribution of the production of leaves and branches.

Although a strong correlation is expected between litter production and canopy coverage, especially in plantations with high density of trees (Clark et al. 2001, Celentano et al. 2011), the absence of a statistically significant correlation between litter and canopy in the area in restoration, cannot be disregarded. As the area has a closed canopy and a high litter production, biologically, we can say that there is an important influence of the canopy on litter production.

Leaf Litter decomposition

The mass of the leaf litter showed gradual decrease during the 12 months of analysis. The percentage achieved by the remaining mass of leaf litter fall within the range of 40-70% was reported for different forest types and climatic conditions (Guillon et al. 1994, Alhamd et al. 2004, Sanches et al. 2009, Ibarra et al. 2011).

The highest decomposition rate recorded in the period October-December 2012 coincides with the period of highest volume of rainfall. This fact may influence the rate of decomposition. However, according to Kochy and Wilson (1997), variations in the

level of shading by the canopy, with effects on insolation, temperature and soil moisture, may also influence the rate of decomposition of leaf litter. In addition, soil fauna in different environments (Heneghan et al. 1998) and nutrients present in the leaves can affect the decomposition rate, for example, acceleration of decomposition due to high levels of nitrogen (Mfilinge et al. 2002).

Another factor that may influence the rate of decomposition of leaf litter is the level of compaction and soil structure mainly in mining soil where the structure is highly modified.

The lowest decomposition rate and the consequent highest value for half-life recorded in the period July-September 2013 related mainly to the period of lowest volume of rainfall during the analysis time. There is a decreasing trend in the rate of decomposition in the late stages of the decomposition process (Guillon et al. 1994), approaching a limit value of mass loss (Berg 2000). In the initial phase, the level of water-soluble substances decrease rapidly and in the late stage, the decomposition of lignin dominates relative to other nutrients (Osono and Takeda 2001).

Conclusions

Litter production presents seasonally throughout the year, with the largest production in the end of the cool and dry period. And the leaf litter presents higher decomposition rate in the period of highest rainfall. These patterns, and the values of litter production and decomposition, are similar to those of native semideciduous forests in the region.

References

- Aceñolaza PG, Zamboni LP, Rodriguez EE, Gallardo JF. 2010. Litterfall production in forests located at the Pre-delta area of the Paraná River (Argentina). *Annals of Forest Science* 67:311.
- Alhamd L, Arakaki S, Hagihara A. 2004. Decomposition of leaf litter of four tree species in a subtropical evergreen broadleaved forest, Okinawa Island, Japan. *Forest Ecology and Management* 202:1-11.
- Barnes BV, Zak DR, Denton SR, Spurr SH. 1998. *Forest Ecology*. New York: John Wiley and Sons.
- Brançalion PHS, Viani RAG, Rodrigues RR, Gandolfi S. 2015. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: Martins SV (ed), *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. 2nd ed. Viçosa: Editora UFV. pp. 262-292.
- Burghouts TBA, Campbell EJF, Kolderman PJ. 1994. Effects of tree species heterogeneity on leaf fall in primary and logged dipterocarp forest in the Ulu Segama Forest Reserve, Sabah, Malaysia. *Journal of Tropical Ecology* 10:1-26.
- Celentano D, Zahawi RA, Finegan B, Ostertag R, Cole RJ, Holl KD. 2011. Litterfall dynamics under different tropical forest restoration strategies in Costa Rica. *Biotropica* 43:279-287.
- Clark DA, Brown S, Kicklighter DW, Chambers JQ, Thomlinson JR, Ni J, Holland EA. 2001. Net primary production in tropical forests: an evaluation and synthesis of existing field data. *Ecological Applications* 11:371–389.
- Cole DW, Rapp M. 1980. Elemental cycling in forested ecosystems. In: Reichle DE (ed). *Dynamic properties of forest ecosystems*. Cambridge: Cambridge University. pp 341-409.

- Dickow KMC, Marques R, Pinto CB, Höfer H. 2012. Produção de serapilheira em diferentes fases sucessionais de uma floresta subtropical secundária, em Antonina, PR. *Cerne* 18:75-86.
- Diniz S, Pagano SN. 1997. Dinâmica de folhedo em floresta mesófila semidecídua no município de Araras, SP. *Revista do Instituto Florestal* 9:27-36.
- Eglin T, Walter C, Nys C, Follain S, Forgeard F, Legout, A, Squidant H. 2008. Influence of waterlogging on carbon stock variability at hillslope scale in a beech forest (Fougères forest, West France). *Annals of Forest Science* 65:202.
- Guillon D, Jofré R, Ibrahima A. 1994. Initial litter properties and decay-rate – a microcosm experiment on Mediterranean species. *Canadian Journal of Botany* 72:946-954.
- Hanpattanakit P, Chidthaisong A. 2012. Litter Production and Decomposition in Dry Dipterocarp Forest and Their Responses to Climatic Factors. *GMSARN International Journal* 6:169-174.
- Heneghan L, Coleman DC, Zou X, Crossley Jr DA, Haines BL. 1999. Soil microarthropod contributions to decomposition dynamics: Tropical-temperate comparisons of a single substrate. *Ecology* 80:1873-1882.
- Ibarra M, Caldentey J, Promis A. 2011. Descomposición de hojarasca en rodales de *Nothofagus pumilio* de la región de Magallanes. *Bosque* 32:227-233.
- IBGE. 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. 2ª ed. Manuais Técnicos em Geociências. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- Ignácio ED, Attanasio CM, Toniato MTZ. 2007. Monitoramento de plantios de restauração de florestas ciliares: microbacia do ribeirão São João, Mineiros do Tietê, SP. *Revista do Instituto Florestal* 19:137-148.

- Kemp PR, Reynolds JF, Virginia RA, Whitford WJ. 2003. Decomposition of leaf and root litter of Chihuahuan desert shrubs: effect of three years of summer drought. *Journal of Arid Environments* 53:21-39.
- Kochy M, Wilson S. 1997. Litter decomposition and nitrogen dynamics in aspen forest and mixed-grass prairie. *Ecology* 78:732-739.
- Lopes RF, Branquinho JA. 1988. Jazidas de bauxita da Zona da Mata de Minas Gerais. In: Schobbenhaus C, Coelho CES (eds). *Principais depósitos minerais do Brasil*. Vol. 3. Brasília: Departamento Nacional da Produção Mineral. pp. 599-619.
- Lu HF, Wang ZH, Campbell DE, Ren H, Wang J. 2011. Emergy and eco-exergy evaluation of four forest restoration modes in southeast China. *Ecological Engineering* 37:277-285.
- Machado MR, Piña Rodrigues FCM, Pereira MG. 2008. Produção de serapilheira como bioindicador de recuperação em plantio adensado de revegetação. *Revista Árvore* 32:143-151.
- Machado NAM, Leite MGP, Figueiredo MA, Kozovits AR. 2013. Growing *Eremanthus erythropappus* in crushed laterite: A promising alternative to topsoil for bauxite-mine revegetation. *Journal of Environmental Management* 129:149-156.
- Martins SV, Rodrigues RR. 1999. Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 22:405-412.
- Martins SV. 2013. Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. Viçosa: Aprenda Fácil.
- McDonald MA, Healy JR. 2000. Nutrient cycling in secondary forests in the Blue Mountains of Jamaica. *Forest Ecology and Management* 139:257-278.

- Menezes CEG, Pereira, MG, Correia MEF, Anjos LHC, Paula RR, Souza ME. 2010. Aporte e decomposição da serapilheira e produção de biomassa radicular em florestas com diferentes estágios sucessionais em Pinheiral, RJ. *Ciência Florestal* 20:439-452.
- Mfilinge P, Atta N, Tsuchiya M. 2002. Nutrient dynamics and leaf litter decomposition in a subtropical mangrove forest at Oura Bay, Okinawa, Japan. *Trees* 16:172-180.
- Moreira PR, Silva OA. 2004. Produção de serapilheira em área reflorestada. *Revista Árvore* 28:49-59.
- Olson J. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44:322-331.
- Osono T, Takeda H. 2001. Organic chemical and nutrient dynamics in decomposing beech leaf litter in relation to fungal ingrowth and succession during 3-year decomposition processes in a cool temperate deciduous forest in Japan. *Ecological Research* 16:649-670.
- Palmer MA, Ambrose RF, Poff NL. 1997. Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration Ecology* 5:291-300.
- Petursdottir T, Aradottir AL, Benediktsson K. 2013. An evaluation of the short-term progress of restoration combining ecological assessment and public perception. *Restoration Ecology* 21:75-85.
- Pinto SIC, Martins SV, Barros NF, Dias HCT. 2008. Produção de serapilheira em dois estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual na Reserva Mata do Paraíso, em Viçosa, MG. *Revista Árvore* 32:545-556.
- Rezende CP, Cantarutti RB, Braga JM, Gomide JA, Pereira JM, Ferreira E, Tarré R, Macedo R, Alves BJR, Urquiaga S, Cadisch G, Giller KE, Boddey RM. 1999. Litter deposition and disappearance in *Brachiaria* pastures in Atlantic forest region of South Bahia, Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 54:99-112.

- Sanches L, Valentini CMA, Biudes MS, Nogueira JS. 2009. Dinâmica sazonal da produção e decomposição de serrapilheira em floresta tropical de transição. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 13:183-189.
- Sanchez GR, Alvarez Sanchez J. 1995. Litterfall in primary and secondary tropical forests of Mexico. *Tropical Ecology* 36:191-201.
- Statsoft. 2004. Statistica - data analysis software system. version 7.0.61.0. Tulsa: Statsoft Inc.
- Werneck MS, Pedralli G, Gieseke LF. 2001. Produção de serapilheira em três trechos de uma floresta semidecídua com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. *Revista brasileira de Botânica* 24:195-198.
- Xuluc-Tolosa FJ, Vester HFM, Ramírez-Marcial N, Castellanos-Albores J, Lawrence D. 2003. Leaf litter decomposition of tree species in three successional phases of tropical dry secondary forest in Campeche, Mexico. *Forest Ecology and Management* 174:401-412.

5. CONCLUSÕES GERAIS

A partir dos resultados obtidos nos três artigos apresentados, conclui-se que:

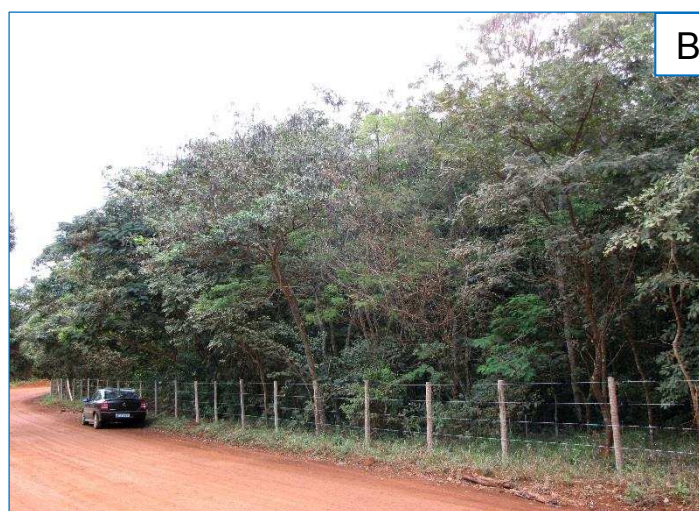
Após dez anos de implantação do projeto de restauração, em relação aos indicadores estudados, pode-se considerar que os processos ecológicos da área foram restaurados com sucesso.

A floresta em processo avançado de restauração já pode servir como ecossistema de referência para avaliação e monitoramento de outros projetos de restauração florestal em regiões com condições ambientais semelhantes.

Recomenda-se, como ações de manejo futuras na área, visando melhorar ainda mais a sustentabilidade da floresta em processo de restauração, o enriquecimento com espécies epífitas como bromélias e orquídeas, ainda ausentes.

As ações de restauração ecológica adotadas pela empresa há dez anos foram positivas e contribuíram para a formação de uma floresta com recuperação da diversidade de espécies arbóreas e dos processos ecológicos. Estas ações demonstram o comprometimento da Votorantim Metais com a sustentabilidade de sua atividade de mineração de bauxita na região da Zona da Mata mineira.

ANEXO



A – Imagem de satélite da área de estudo (Fonte: Google Earth, 2015) ; B – Vista parcial da área de estudo; C – Interior da área de estudo com um dos coletores de serapilheira.