

DIEGO BALESTRIN

**FITOSSOCIOLOGIA E DINÂMICA DO SOLO E DA PAISAGEM
EM ÁREAS SOB INFLUÊNCIA DA MINERAÇÃO DE BAUXITA
EM MINAS GERAIS-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
2018

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

T

B184f
2018 Balestrin, Diego, 1988-
Fitossociologia e dinâmica do solo e da paisagem em áreas
sob influência da mineração de bauxita em Minas Gerais - Brasil
/ Diego Balestrin. – Viçosa, MG, 2018.
vi, 118 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui apêndice.

Orientador: Sebastião Venâncio Martins.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Recuperação ecológica. 2. Bauxita - Minas e mineração.
3. Física do solo. 4. Paisagens florestais - Análise. 5. Dinâmica
do solo. I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de
Engenharia Florestal. Programa de Pós-Graduação em Ciência
Florestal. II. Título.

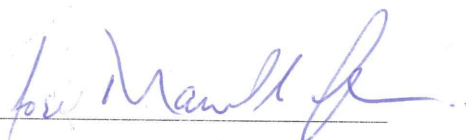
CDO adapt. CDD 22. ed. 634.923

DIEGO BALESTRIN

**FITOSSOCIOLOGIA E DINÂMICA DO SOLO E DA PAISAGEM
EM ÁREAS SOB INFLUÊNCIA DA MINERAÇÃO DE BAUXITA
EM MINAS GERAIS-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.

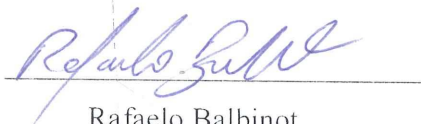
APROVADA: 04 julho de 2018.



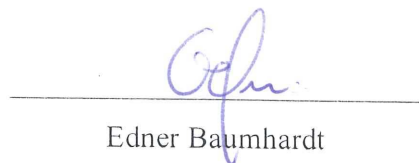
José Marinaldo Gleriani




Elias Silva



Rafaelo Balbinot



Edner Baumhardt



Sebastião Venâncio Martins
(Orientador)

Dedico ao meu pai Darci Balestrin (*in memoriam*).

AGRADECIMENTOS

A Deus pela vida, saúde e determinação para ir em busca dos meus objetivos e sonhos ao longo desta jornada e da vida.

Ao meu pai Darci Balestrin (*in memoriam*) pelo exemplo de vida, força e luta, que servem de inspiração em minha vida.

À minha mãe Solange Maria da Silva Balestrin e irmãos Bruna Balestrin e Gustavo Balestrin, pelo constante apoio e incentivo aos meus estudos, sempre dando força e entusiasmo para continuar.

Ao meu orientador e amigo professor Dr. Sebastião Venâncio Martins, pelos ensinamentos, incentivos, oportunidades, confiança depositada, disponibilidade e atenção prestada durante todo o doutorado. Muito obrigado.

Ao meu supervisor professor Dr. Jeroen Machiel Schoorl pela colaboração, treinamento e oportunidade de desenvolver parte dos meus estudos no *Soil Geography and Landscape group* na Wageningen University & Research/The Netherlands.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de doutorado concedida no Brasil e também The Netherlands através do doutorado sanduíche.

À Universidade Federal de Viçosa, pela infraestrutura disponibilizada para a realização das atividades e especialmente ao Departamento de Engenharia Florestal (DEF) e seus funcionários pela atenção e eficiência.

À Wageningen University & Research, pela estrutura cedida à realização das atividades, funcionários e colegas e amigos que tornaram este período muito proveitoso e aconchegante.

À Companhia Brasileira de Alumínio (CBA-Votorantim), pelo apoio e financiamento do projeto através de convênio com o LARF-UFV.

Aos estagiários e amigos, Luiz, Wesley e Angela, pelo auxílio na coleta dos dados de campo e auxílio em laboratório.

Por fim, a todos meus amigos e pessoas que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

RESUMO	v
ABSTRACT	vi
1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. ARTIGO 1 - PHYTOSOCIOLOGICAL STUDY TO DEFINE RESTORATION MEASURES IN A MINED AREA IN MINAS GERAIS, BRAZIL.....	6
3. ARTIGO 2 - PHYTOSOCIOLOGICAL STUDY TO EVALUATE THE EFFICIENCY OF THE RESTORATION MEASURES IN A MINED AREA LOCATED IN MINAS GERAIS-BRAZIL	28
4. ARTIGO 3 - RESTORATION OF MINING AREAS: MODELLING ON-AND OFFSITE EFFECTS OF SOIL REDISTRIBUTION IN A WATERSHED LOCATED IN DESCOBERTO, MINAS GERAIS-BRAZIL.....	46
5. ARTIGO 4 - SOIL MODELLING TO EVALUATE THE MINING INFLUENCE UNDER A WATERSHED LOCATED IN MINAS GERAIS-BRAZIL.....	64
6. ARTIGO 5 - BANCO DE SEMENTES DO SOLO E SUA RELAÇÃO COM O DOSSEL EM UMA ÁREA MINERADA	82
7. ARTIGO 6 - DINÂMICA DA PAISAGEM EM DUAS REGIÕES SOB INFLUÊNCIA DA MINERAÇÃO DE BAUXITA EM MINAS GERAIS-BRASIL...	98
8. CONSIDERAÇÕES FINAIS	110
9. APÊNDICE	112

RESUMO

BALESTRIN, Diego, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2018. **Fitossociologia e dinâmica do solo e da paisagem em áreas sob influência da mineração de bauxita em Minas Gerais-Brasil.** Orientador: Sebastião Venâncio Martins.

Este estudo teve como objetivos avaliar a fitossociologia de duas áreas mineradas com diferentes idades e modelos de restauração utilizados, relacionar a cobertura do dossel com o banco de sementes do solo de uma área em processo de regeneração natural, analisar a dinâmica da paisagem, bem como, estimar a influência da mineração no contexto da dinâmica do solo através da modelagem de sedimentos em duas microbacias na Zona da Mata Mineira. Para avaliação fitossociológica das áreas em restauração, foi realizado o inventário florestal tipo censo total, com identificação de todos os indivíduos com $CAP \geq 15\text{cm}$ para uma área minerada onde foi realizado o plantio de mudas e $CAP \geq 10\text{cm}$ para outra em regeneração natural. No tocante a análise da relação do dossel com o banco de sementes, foram definidos 10 pontos onde foram tomadas fotografias do dossel com uma câmera digital NIKON D40X e lente de 8 mm (*Fish-eye*) sendo também coletadas amostras de solo superficial com o auxílio de um gabarito de 45 x 29 x 5cm. A análise da paisagem foi realizada levando em consideração uma série histórica de 31 anos (1985, 1995, 2005, 2010, 2016), sendo utilizadas imagens orbitais. Quanto à modelagem da erosão, esta foi estimada através da modelagem LAPSUS para duas microbacias de influência direta da atividade de mineração. Como resultados, através dos estudos fitossociológicos, pode-se constatar que ambas as áreas estão cumprindo sua função ecológica no ambiente, sendo necessária a intervenção através do enriquecimento em diversidade apenas da área restaurada através da regeneração natural, estando também o dossel influenciando na seleção e presença de determinadas espécies presentes no banco de sementes do solo. Quanto à análise de paisagem, observou-se que a mineração, no contexto de paisagem, influenciou de forma positiva o aumento da cobertura florestal nas regiões avaliadas, constatado também pela modelagem de solo, que revelou que a atividade de maior impacto para a região é a agropecuária, devido ao predomínio desta classe perante as demais, além do estado atual das mesmas (geralmente degradadas). Assim, pode-se concluir que, quando bem geridas e executadas as atividades de restauração em ambientes minerados, estas podem produzir bons resultados e a atividade se tornar sustentável em termos ambientais.

ABSTRACT

BALESTRIN, Diego, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, July, 2018. **Phytosociology and dynamic of soil and landscape in areas under influence of bauxite mining in Minas Gerais-Brazil.** Advisor: Sebastião Venâncio Martins.

This study aimed to evaluate the phytosociology of the two mined areas with different ages and restoration techniques used, relate the canopy coverage with the soil seed bank in an area in process of natural regeneration, analyze the landscape dynamic, as well as estimate the mining influence in the soil dynamic context through the sedimentation modeling in two watersheds located in the Atlantic Rain Forest. The phytosociological analysis was done through the forest inventory with identification of all individuals with $CAP \geq 15\text{cm}$ for a mined area where seedlings were planted and $CAP \geq 10\text{cm}$ for another one in process of natural restoration. Regarding the relation between the canopy and the seed bank, 10 points were defined to be taken canopy pictures through the NIKON D40X camera with fish-eye lens of 8mm. In these same points were collected superficial soil with the use of a template of 45 x 29 x 5cm. The analysis of the landscape was done taking into account a historical series of 31 years (1985, 1995, 2005, 2010, 2016), through the use of satellite images. According to the soil modelling, which was estimated through the LAPSUS modelling, both watersheds with direct influence of the mining activities were evaluated. As results, we can say that both evaluated areas are complying with the ecological functions in the environment. However, in the natural regeneration area the vegetative enrichment is necessary to increase the local diversity. In addition, in this same area, we verify the canopy influence over the selection and establishment of the species contained in the soil seed bank. Regarding the landscape analysis, we can say that the mineral exploration has positively influenced the increase of forest cover in the regions under influence of this activity. It was confirmed by the soil modeling analysis, which presented the largest impact agent in the region was the agriculture due to the dominance of this class of use and its current situation (degraded). Thus, we can conclude that, when well-managed, monitored and executed, the restoration projects in mined areas, can produce good results and the activity becomes sustainable.

1. INTRODUÇÃO GERAL

O Brasil possui uma posição de destaque na exploração, produção mineral e exportação de minérios, sendo estes encontrados ao longo do seu território. Dentre os minerais metálicos encontrados, que em 2015 representaram 76% do valor total da produção mineral comercializada, o alumínio, o cobre, o estanho, o ferro, o manganês, o nióbio, o níquel e o ouro, representaram 98,5% desta classe (DNPM, 2016).

Neste contexto, no Brasil, a bauxita, que é o minério a partir do qual se obtém o alumínio, terceiro elemento em maior abundância na crosta terrestre depois do oxigênio e silício, está entre as maiores reservas do mundo, além de possuir uma excelente qualidade, com teores superiores à 40% de Al_2O_3 . Nestas condições, são necessários 5 a 7 toneladas de bauxita para produzir 2 toneladas de alumina (óxido de alumínio), que se convertem em 1 tonelada de alumínio (ABAL, 2017).

Diante disto, para a exploração deste minério é necessária a remoção da camada superficial do solo (camada fértil), que produz algumas alterações no ambiente (GUIMARÃES et al., 2012; SHEORAN et al., 2010; BARROS et al., 2012). Contudo, pelo fato deste minério ser encontrado geralmente em camadas próximas à superfície do solo e afloramentos na superfície, além de depósitos com camada de minério variando de 20 cm até 8 m e tamanho reduzido do corpo do minério, sendo esta última característica variável de acordo com a formação geológica (ABAL, 2017), os impactos produzidos podem ser melhor controlados e geridos de forma que a recuperação das áreas mineradas seja relativamente rápida.

Assim, após o processo de lavra, as empresas têm o compromisso de recuperar as áreas mineradas, não só para atender as exigências ambientais definidas nos licenciamentos, mas como um compromisso com as futuras gerações e bem-estar social em vista do desenvolvimento sustentável da atividade. Neste sentido, a fim de acelerar o processo de restauração ecológica nestes ambientes, que segundo a *Society for Ecological Restoration*

(SER, 2005), envolve a ciência, prática e arte de assistir e manejar à recuperação da integridade ecológica dos ecossistemas a um nível mínimo de biodiversidade, estrutura e funcionamento dos processos ecológicos e suas interações, torna-se necessário a definição de técnicas de restauração de acordo com cada situação verificada.

Contudo, não existe uma "receita universal" que possa ser utilizada de modo geral em todas as áreas degradadas (MARTINS, 2018), até porque, cada área sofre influência variada de diversos elementos/agentes internos e externos, dentre eles: clima e microclima (BIZUTI, et al. 2016); paisagem (usos do solo, fragmentação, grau de isolamento, tamanho e forma dos remanescentes florestais); relevo; biodiversidade (fauna e flora); amplitude e frequência do impacto produzido (VIANA e PINHEIRO, 1988; METZGER, 2001,2003; CALEGARI et al. 2010; MARTINS, 2012); resiliência (MARTINS, 2012, 2018), dentre outros fatores que atuam direta ou indiretamente na área.

Assim, como bem salientado por MARTINS (2018), torna-se necessário adaptar os projetos de restauração florestal aos variados filtros ambientais regionais e suas possibilidades paisagísticas, que podem colaborar ou interferir no avanço do processo ecológico. Neste sentido, o uso de diferentes modelos ou técnicas alternativas de restauração (núcleos de diversidade, transposição de serapilheira, banco de sementes, poleiros, etc), podem ser utilizadas em conjunto ou como substituição de um padrão tradicional pouco flexível, mas claro, desde que as condições do ambiente, potencialidades e características da área permitam tal flexibilização.

Diante disto, o processo de análise de determinado ambiente que está em processo de restauração, envolve a avaliação de variados indicadores, tais como: estudos fitossociológicos de identificação das espécies, análise do dossel, regeneração natural, banco de sementes, banco de plântulas, chuva de sementes, presença de espécies invasoras e/ou exóticas e sua dinâmica ao logo do tempo, dentre outros indicadores (MARTINS, 2012). Tais conhecimentos

possibilitam o melhor entendimento das funções ecológicas desempenhadas por cada espécie na reconstrução dos ecossistemas degradados e tornam-se um importante subsídio para definir a composição de espécies de plantios de recomposição florestal (GANDOLFI et al., 2009) ou utilização em outras técnicas.

Neste sentido, este estudo teve como objetivos, avaliar a fitossociologia de duas áreas em processo de restauração com diferentes idades e técnicas utilizadas, realizar a modelagem da erosão e dinâmica da paisagem nas áreas sob influência da mineração de bauxita, além de analisar a relação existente entre o dossel e o banco de sementes do solo em uma área minerada em processo de regeneração natural.

Com vistas a induzir melhor compreensão, este estudo está organizado em seis artigos a saber: 1) Phytosociological study to define restoration measures in a mined area in Minas Gerais, Brazil; 2) Phytosociological study to evaluate the efficiency of the restoration measures in a mined area located in Minas Gerais-Brazil; 3) Restoration of mining areas: modelling on- and offsite effects of soil redistribution in a watershed located in Descoberto, Minas Gerais, Brazil; 4) Soil modelling to evaluate the mining influence under a watershed located in Minas Gerais-Brazil; 5) Banco de sementes e sua relação com o dossel em uma área minerada; 6) Dinâmica da paisagem em duas regiões de exploração mineral em Minas Gerais-Brasil.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABAL (Associação Brasileira do Alumínio). **Bauxita no Brasil: Mineração responsável e competitividade**, 2017. Disponível em: http://www.abal.org.br/downloads/ABAL_Relatorio_Bauxita_2017_1.pdf Acesso: 13/05/2018.

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. **Revista Escola de Minas**, v. 65, n.1, p.127-133, 2012.

Bizuti, D.T.G.; Taniwaki, R.H.; Silva, R.J.; da Costa, C.O.R.; Roncon, T.J.; Viani, R.A.G.; Brancalion, P.H.S. Influência da composição de espécies florestais no microclima de sub-bosque de plantios jovens de restauração Influences of tree species composition on understory microclimate of young restoration plantations. **Scientia Forestalis**, v. 44, n.112, p.971-978, 2016.

Calegari, L.; Martins, S.V.; Gleriani, J.M.; Silva, E.; Busato, L.C. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**, v.34, n.5, p.871-880, 2010.

DNPM (Departamento Nacional de Produção Mineral). **Anuário Mineral Brasileiro 2016: Principais substâncias metálicas**. Disponível em: <http://www.dnpm.gov.br/dnpm/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/anuario-mineral/anuario-mineral-brasileiro/anuario-mineral-brasileiro-2016-metalicos> Acesso: 13/05/2018.

Gandolfi, S; Belotto, A.; Rodrigues, R.R. Inserção do conceito de grupos funcionais na restauração, baseada no conhecimento da biologia das espécies. In: Rodrigues, R.R.; Brancalion, P.H.S.; Isernhagen, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração**. LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, São Paulo. 256p., 2009.

Guimarães, J.C.C.; Chagas, J.M.; Campos, C.C.F.; Alecrim, E.F.; Machado, E.S. Avaliação dos aspectos e impactos ambientais decorrentes da mineração de bauxita no sul de Minas Gerais. **Enciclopédia Biosfera**, v.8, n.15, p.321-333, 2012. Disponível em: <http://www.conhecer.org.br/enciclop/2012b/ciencias%20agrarias/avaliacao%20dos%20aspectos.pdf> Acesso: 15/05/2018.

Martins, S.V. Alternative Forest Restoration Techniques. In: Viana, H. **New Perspectives in Forest Science**. IntechOpen, chapter 7, p.131-148, 2018. Disponível em: <https://www.intechopen.com/books/new-perspectives-in-forest-science/alternative-forest-restoration-techniques> Acesso: 05/06/2018.

Martins, S.V. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2012.

Metzger, J.P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In.: Kageyama, P. Y.; Oliveira, R. E.; Moraes, L. F. D.; Engel, V. L.; Gandara, F. B. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, p.51 –76, 2003.

Metzger, J.P. **Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica**. Anais da Academia Brasileira de Ciências 71, p.445-463, 1999.

SER (Society for Ecological Restoration International). **Guidelines for Developing and Managing Ecological**, 2005. Disponível em: <https://www.ser.org/default.aspx> Acesso: 14/05/2018.

Sheoran, V.; Sheoran, A.S.; Poonia, P. Soil Reclamation of Abandoned Mine Land by Revegetation: A Review. **International Journal of Soil, Sediment and Water**, v.3, n.2, 20 p., 2010.

Viana, V.M.; Pinheiro, L.A.F.V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série técnica IPEF**, v.12, n.32, p.25-42, 1998.

2. ARTIGO 1 - PHYTOSOCIOLOGICAL STUDY TO DEFINE RESTORATION MEASURES IN A MINED AREA IN MINAS GERAIS, BRAZIL

ABSTRACT: In this study we describe a case study to evaluate the floristic diversity and the soil conditions of post mined area, currently under 14-years of restoration. The study area is located in the municipality of Descoberto, Minas Gerais State, Brazil, and has one hectare in the process of restoration through the planting of seedlings. The forest inventory of all individuals with Circumference at Breast Height (CBH) \geq 15 cm was carried out and the phytosociological parameters were evaluated. The study area shows a high floristic diversity $H' = 3,258$ as well as equability ($J' = 0,783$), evidencing that the study area is floristically heterogeneous and has low ecological dominance. In addition, this area presented floristic similarity to other restored areas that were already in a more advanced restoration process. Considering soil quality, the restored study area shows higher levels of cation exchange capacity (t), approximate sum base values (SB) and base saturation (V) than those verified in nearby areas. Evaluating the successional characteristics (greater presence of individuals of secondary succession) and the domain of species with dispersion by animals, we can infer that the area is in an advanced stage of restoration, as well as performing its environmental and social functions. Thus, we can conclude that the restoration of mined areas is feasible when the restoration techniques are applied correctly. Furthermore, we can say that these successful restoration measures are improving the environmental sustainability and helping considerably the recovery of losses caused by mining.

Keywords: Mining, environmental restoration, sustainability.

1. INTRODUCTION

Brazil has an important position in the production and exploitation of mineral reserves that exist within its territory. Not only it generates important revenues for the country, but also provides employment for the communities around the mining area and promotes the regional development. In this sense, the Southeast of Brazil, more specifically the state of Minas Gerais, concentrates the most of the country's jobs related to the mining sector (31%). Besides, it has

the largest revenues of Financial Compensation for the Exploitation of Resources (CFEM), with a percentage of 44.1% (DNPM, 2017).

Bauxite is an important ore and the third element in greatest abundance in the earth's crust (ABAL, 2017). This mineral is found in high quality and quantity in Brazilian reserves, and its exploitation resides on the fact that it is feedstock to alumina and primary aluminum production, besides some chemical products and non-metallurgical uses that have a considerable importance in this sector as well (IBRAM, 2015).

As this mineral is to be found in layers near the soil surface, its exploitation requires the removal of the topsoil (fertile layer), which generates some changes in the environment (Moreira, 2004; Silva, 2007; Sheoran et al., 2010; Guimarães et al., 2012; Marturano, 2012; Barros et al., 2012; Guimarães et al., 2012; Henriques et al., 2015; Fengler et al., 2017), even if these activities do not take larger territorial ranges (Reis, 2006).

In this sense, the choice of efficient techniques of restoration performs an important role in support to return the ecological functions that were previously present, even though it is unable to reconstruct the former ecosystem (Yong-Geng and Gao-Ming, 2004). However, it is not an easy task, because the restoration process includes, and is under the influence of, the edaphic, topographic and neighbourhood variables (landscape), besides others direct and indirect agents.

Thus, the seek for a better comprehension of the relationship between the ecological and restoration processes are the basis to take the best decision and define the methodologies that can be used in restoration projects. In this perspective, phytosociological studies are necessary to generate information and can be used to compare different situations and areas. As a result, it allows the identification of agents that cause negative impacts on the restoration process and can help to define measures to control its damages.

In order to generate good results in the smallest time possible, the restoration process of mined areas, needs a larger amount of studies and development and/or adaptation of techniques to make the activities involved more effective and less onerous. Thus, this study aimed to evaluate the phytosociology of one mined area after fourteen years of restoration process through planting of seedlings and analyse the vegetational dynamics in this area.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1. Study location

The study area is located in the Descoberto municipality (21°25'35" S e 42°56'08" W), Minas Gerais-Brazil, with an elevation from 283 to 1381 m (USGS, 2000). The climatic classification for this region is type Aw, tropical with dry winter (Köppen, 1948). In addition, the annual average rainfall is around 1300 mm, with the rainy season from November to April and the dry season from May to October (Lopes and Branquinho, 1988).

The natural vegetation in the region is classified as Semi-Deciduous Seasonal Forest and is under the biome Atlantic Forest (Veloso et al., 1991; IBGE, 2012). The soils of the watershed are classified as Ferralsols and Cambisols (IUSS Working Group WRB, 2015), being the current land use composed of native patches, pastures, tillage and areas in different process of the restoration with different stages of development.

This study was conducted in a small area in the process of restoration after the bauxite exploitation by Votorantim Metais Company. The study site has a surface area of one hectare and the start of the restoration by planting of seedlings was done in 2003, Consequently the current study was carried out fourteen years after its first implementation (Figure 1).

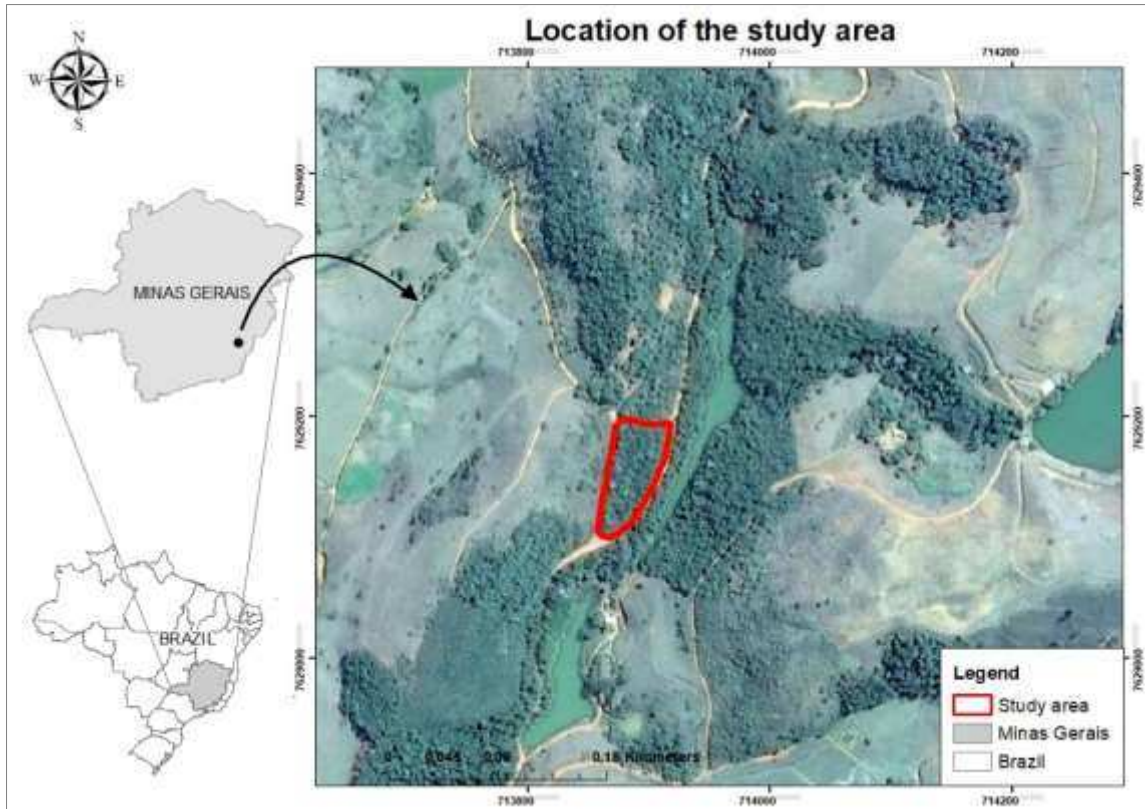


Figure 1: Location of the study area (highlighted).

Prior to the planting of the first seedlings, a topographic reconstruction, ants combat, correction of the soil acidity and phosphate fertilization was performed in the whole area. Furthermore, seedlings of species with different successional characteristics and spacing of planting of 1,0x1,0 meters and then coverage fertilization around each seedling were employed.

2.2. Floristic evaluation

The forest inventory of all tree individuals with Circumference at Breast Height (CBH) ≥ 15 cm was carried out and then calculated the phytosociological parameters (density and dominance relative, coverage value) and diversity index of the vegetal community (Shannon-Wiener and equability) through the software Fitopac 2.1. All the individuals were classified in families and scientific nomenclature according to Angiosperm Phylogeny Group (APG III, 2009) and the floristic information was taken from website The Plant List (The Plant List, 2016).

Furthermore, the species found were classified in successional categories (SC) according to Budowski (1965) and adapted by Gandolfi et al., (1995) for Brazilian secondary forests in: pioneers (P); early secondary (ES); late secondary (LS) and non-classified (NC). Considering the dispersal syndrome (DS), the species were classified, according to Pijl (1982) in: dispersal by animals (ZOO); dispersal by wind (ANE); self-dispersal (AUTO) and non-classified (NC).

2.3. Soil analysis

The soil chemical and physical analysis in the study area was performed by obtaining thirty soil samples points, randomly collected in the whole area of interest. By the fact that was done the topographic reconstruction and consequently used the topsoil previously taken from the area, the soil samples reflected the soil characteristics of this superficial layer, and by this reason, the thirty samples obtained were mixed and generated only one composite sample.

Thus, the sampling was carried out through the use of soil augering in the layer from 0 to 20 cm. The composite sample was sent to Soil Laboratory of the Universidade Federal de Viçosa to analyze the chemical characteristics. Subsequently, the results were interpreted according to the Recommendation Guide for correctives and fertilizers of Minas Gerais (CFSEMG, 1999).

2.4. Processing and data collection

In order to analyse the phytosociological data, the software FITOPAC 2.1 was applied, Shepherd (2010), to evaluate the horizontal structure through density and dominance parameters. In addition, we calculated the coverage value, Shannon diversity index (H') and equability index (J').

In relation to diversity increase along the restoration process, the floristic diversity was evaluated for fourteen years. For this, we related the floristic data of the implantation project (Table 1) and the forest inventory done fourteen years later.

Table 1: List of species planted in the company's area after bauxite mining in 2003.

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

Where: CS: Successional Category (P: Pioneer, ES: Early Secondary, LS: Late Secondary); SD: Dispersal Syndrome (Ane: dispersal by wind, Zoo: dispersal by animals, Auto: self-dispersal, Nc: Non-classified); Auto/Zoo: Primary dispersal by self-dispersal and secondary dispersal by animals.

In addition, the floristic similarity between the seed bank and natural regeneration was analysed, according to studies carried out by Miranda-Neto et al., (2014; 2017), and then compared to the current forest inventory. The Jaccard similarity index (Mueller-Dombois e Ellenberg, 1974) was selected to measure the floristic similarity between the communities, and using the Unweighted Pair Group Method employing Arithmetic averages (UPGMA) to make the arrangements and generate the dendrograms.

In order to identify possible patterns and relate the results found, other floristic studies of restored and natural areas in the region were compared. For this, a network data analysis to relate all the floristic studies was elaborated (Chart 2) and then, they were transformed into one binary matrix of the vegetal species to be evaluated.

Chart 2: Description and characterization of the studies areas used to compare the floristic similarity.

Description of the areas	Type of restoration	Location	Type of vegetation	Autors
Silvicultura Forest (40 years of restoration)-SI_F	Planting of the seedlings and natural regeneration	Viçosa-MG	Seasonal Semideciduous Forest	Miranda-Neto et al. (2012)
Camargos Hydroelectric power plant (12 years of restoration)-H_CA	Planting of the seedlings	Itutinga-MG	Seasonal Semideciduous Forest	Ferreira et al. (2007)
Brás Pires (20 years post Caulim mining)-BR_P	Natural regeneration	Brás Pires-MG	Seasonal Semideciduous Forest	Araújo et al. (2005)
Palmital Farm (15 years of natural regeneration)-PA_F	Natural regeneration	Viçosa-MG	Seasonal Semideciduous Forest	Ribas et al. (2003)
Rosana Hydroelectric power plant (10 years of restoration)-H_SP	Planting of the seedlings	Primavera-SP	Seasonal Semideciduous Forest	Souza (2000)
Biologia Forest (62 years of restoration)-BI_F	Natural regeneration	Viçosa-MG	Semideciduous Seasonal Forest Montana	Paula et al. (2002)
Pedreira Forest (42 years of restoration)-PE_F	Natural regeneration	Viçosa-MG	Seasonal Semideciduous Forest	Marangon et al. (2007)
Paraíso Forest-early succession (40 years of restoration)-PA_E	Natural regeneration	Viçosa-MG	Seasonal Semideciduous Forest	Pinto et al. (2007)
Paraíso Forest-advanced succession (40 years of restoration)-PA_A	Natural regeneration	Viçosa-MG	Seasonal Semideciduous Forest	Pinto et al. (2007)
This study (14 years of restoration)-CURR	Planting of the seedlings	Descoberto-MG	Semideciduous Seasonal Forest Montana	Current study

Continua...

Itamarati (12 years post Bauxite mining)-IT_R	Planting of the seedlings	Itamarati de Minas-MG	Semideciduous Seasonal Forest Montana	Demolinari (2013)
Itamarati (Native Forest)-IT_N	Native Forest	Itamarati de Minas-MG	Semideciduous Seasonal Forest Montana	Demolinari (2013)

In order to realize the analyses and statistical evaluation, the software R was used (R Core Team, 2016), through the Vegan package (Oksanen et al., 2016).

3. RESULTS

In the floristic survey, 1664 individuals, including 64 species and 23 botanical families were found. These values are 42.2% and 26.1% larger, on the level of species and families respectively, than those observed in the implantation of the project (see Table 3).

Table 3: Floristic list of the species found in the study area during the deployment restoration phase and 14 years after the mining and restoration process.

Family / Species	RESTORATION			
	PLANTING	(14 years)	SC	DS
Achariaceae				
<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) A Gray	X		LS	ZOO
Anacardiaceae				
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott		X	LS	ANE
<i>Mangifera indica</i> L.		X	NC	NC
<i>Spondias mombin</i> L.		X	P	ZOO
Annonaceae				
<i>Annona cacans</i> Warm.		X	LS	ZOO
<i>Xylopia sericea</i> A. St.-Hil.		X	ES	ZOO
Arecaceae				
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	X	X	LS	ZOO
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	X		ES	ZOO
Asteraceae				
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker		X	P	ANE
<i>Vernonanthura difusa</i> (Less.) H. Rob.		X	P	ANE
Bignoniaceae				
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	X		LS	ANE
<i>Jacaranda micranta</i> Cham.		X	ES	ANE
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	X		ES	ANE
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos		X	P	ANE
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	X	X	ES	ANE
Cannabaceae				
<i>Trema micranta</i> (L.) Blume	X	X	P	ZOO
Chrysobalanaceae				
<i>Licania</i> sp		X	NC	NC
<i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch	X	X	ES	ZOO
Dicksoniaceae				
<i>Indeterminada 2</i>		X	NC	NC

Continua...

Euphorbiaceae				
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.		X	P	ZOO
<i>Aparisthium cordatum</i> (A.Juss.) Baill.		X	ES	ZOO
<i>Croton urucurana</i> Baill.		X	P	AUTO
<i>Joannesia princeps</i> Vell.	X	X	ES	AUTO
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.		X	ES	AUTO
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.		X	ES	AUTO
Fabaceae				
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	X		ES	ANE
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	X	X	ES	ANE
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.		X	ES	ANE
<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC.	X		ES	AUTO
<i>Cassia grandis</i> L. f.	X	X	ES	AUTO
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	X	X	ES	AUTO
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Benth.	X	X	ES	ANE
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong		X	P	ZOO
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	X	X	LS	ZOO
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.		X	ES	ZOO
<i>Inga vera</i> Willd.	X	X	ES	ZOO
<i>Libidibia férrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz		X	ES	AUTO
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.		X	ES	ANE
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.		X	ES	ANE
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.		X	ES	ANE
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	X	X	ES	ANE
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	X		ES	ANE
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	X		ES	ANE
<i>Poincianella pluviosa</i> (DC.) L.P. Queiroz	X	X	ES	AUTO
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F.Blake		X	P	ANE
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Killip		X	P	AUTO
<i>Senna macranthera</i> (Collad.) H.S.Irwin & Barneby	X	X	P	AUTO/ZOO
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	X	X	ES	AUTO
Indeterminada				
<i>Indeterminada 1</i>		X	NC	NC
Lamiaceae				
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.		X	ES	ZOO
Lecythydaceae				
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	X		LS	ANE
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze		X	LS	ANE
Malpighiaceae				
<i>Lophanthera lactescens</i> Ducke	X		LS	NC
Malvaceae				
<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	X	X	ES	ANE
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns		X	P	ANE
Melastomataceae				
<i>Miconia cabucu</i> Hoehne		X	P	ZOO
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin		X	P	ZOO
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	X	X	P	ANE
Meliaceae				
<i>Cabralea canjerana</i> Saldanha		X	ES	ZOO
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	X	X	LS	ANE
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	X	X	LS	ZOO
<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.		X	LS	ZOO

Continua...

<i>Trichilia lepidota</i> Mart.		X	LS	ZOO
Moraceae				
<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	X	X	NC	ZOO
Myrtaceae				
<i>Eugenia florida</i> DC.	X		LS	ZOO
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.		X	ES	ZOO
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	X		ES	ZOO
<i>Psidium guajava</i> L.	X		P	ZOO
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	X	X	P	ZOO
Phytolaccaceae				
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	X		ES	ZOO
Primulaceae				
<i>Myrsine ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Spreng.		X	P	ZOO
Rubiaceae				
<i>Genipa americana</i> L.	X		LS	ZOO
Rutaceae				
<i>Dictyoloma vandellianum</i> A. Juss.		X	P	ANE
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.		X	P	ZOO
Salicaceae				
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.		X	LS	ZOO
Solanaceae				
<i>Solanum cernuum</i> Vell.		X	P	ZOO
<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.		X	P	ZOO
Urticaceae				
<i>Cecropia glaziovii</i> Sneathl.	X	X	P	ZOO
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.		X	P	ZOO

Where = CS: Successional categories (P = pioneer, ES = Early secondary, LS = Late secondary, NC = non-classified); SD: Dispersal sindrom (Zoo = Dispersal by animals; Ane = Dispersal by wind; Auto = Self-dispersal e NC = non-classified); Auto/Zoo: Primary dispersal by self-dispersal and secondary dispersal by animals.

According to Table 3, 29.7% of all the species found in the study area belong to the Fabacea family, demonstrating the largest floristic diversity. Other families, showing a good representability in the restored area, were the Euphorbiaceae and Meliaceae families, with 9.3% and 7.8%, respectively.

When comparing the dynamic and characteristics of the vegetal individuals after 14 years of restoration, we realized that, excluding the amount of the species belongs to late secondary, which kept constant in both situations, there was a considerable improvement in the floristic conditions (see Figure 2).

Regarding the distribution of the species into successional characteristics, the early secondary species showed predominance over the others (40.6%), followed by pioneers (35.9%), bringing the total to 76.5% of the whole sampled population. Furthermore, most of

the species found in the study area showed dispersal by animals (48.4%), followed by those with dispersal by wind (31.2%).

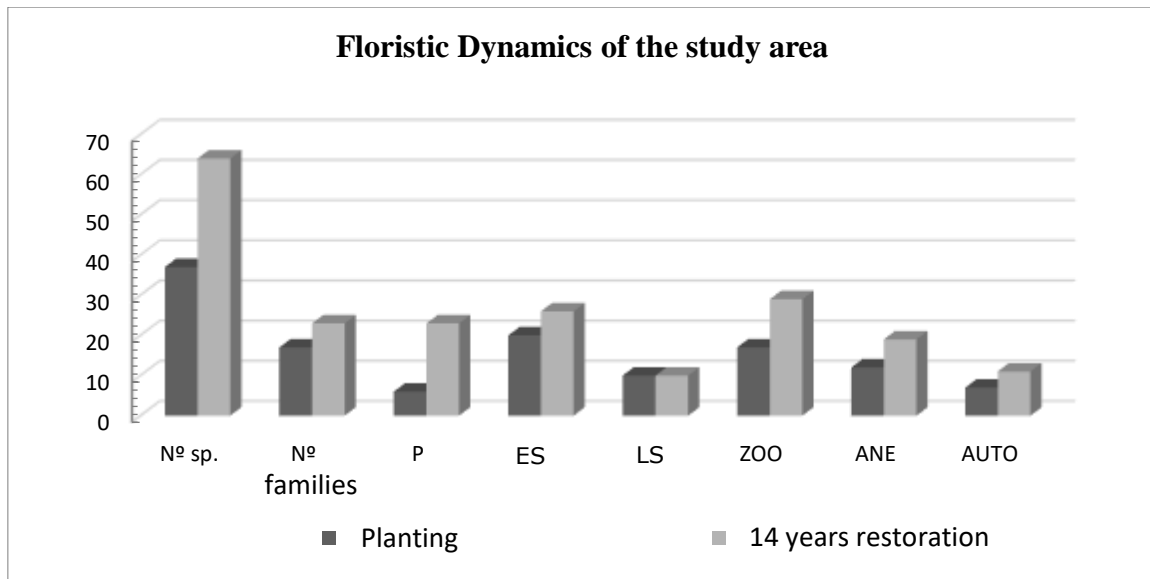


Figure 2: Floristic dynamics 14 years after the planting of seedlings.

Where: N° sp.: Number of species; N° families: Number of families; P: Number of Pioneer species; ES: Number of Early Secondary species; LS: Number of Late Secondary species; ZOO: Number of species dispersed by animals; ANE: Number of species dispersed by wind; AUTO: Number of species dispersed by themselves.

In relation to phytosociological parameters of the community, for the botanical families found in this survey (Table 4), the Fabaceae family presented the largest coverage value (CV), representing a percentage of 61.9% of the whole community. Thus, we may infer that this family shows a good development/adaptation, growth and biomass accumulation in this former mined area. In addition, this family helps in the restoration of soil properties through the fixation of nitrogen.

Table 4: Phytosociological parameters of the botanical families found in the study area after ending the mining exploitation and 14 years of restoration.

Families	N° Ind	N° sp	Rel. De.	Rel. Do.	CV%
Fabaceae	1071	19	64,36	59,56	61,96
Euphorbiaceae	116	6	6,97	11,31	9,14
Urticaceae	131	2	7,87	10,36	9,115
Asteraceae	99	2	5,95	9,87	7,91
Anacardiaceae	47	3	2,82	1,14	1,98
Melastomataceae	28	3	1,68	1,93	1,805
Myrtaceae	31	2	1,86	1,29	1,575
Moraceae	20	1	1,2	1,16	1,18
Indetermined 1	20	1	1,2	0,65	0,925
Bignoniaceae	21	3	1,26	0,38	0,82

Continua...

Meliaceae	18	5	1,08	0,49	0,785
Malvaceae	16	2	0,96	0,58	0,77
Chrysobalanaceae	17	2	1,02	0,24	0,63
Arecaceae	10	1	0,6	0,24	0,42
Primulaceae	3	1	0,18	0,09	0,135
Annonaceae	4	2	0,24	0,38	0,31
Solanaceae	3	2	0,18	0,06	0,12
Lamiaceae	1	1	0,06	0,13	0,095
Rutaceae	2	2	0,12	0,04	0,08
Lecythidaceae	2	1	0,12	0,03	0,075
Salicaceae	2	1	0,12	0,03	0,075
Indetermined 2	1	1	0,06	0,04	0,05
Cannabaceae	1	1	0,06	0,03	0,045

Where: N° ind: Number of the individuals; N° sp: Number of the species; Rel.De.: Relative density; Rel.Do.: Relative dominance; VC%: Coverage value.

Moreover, the species that presented the largest CV were: *Anadenanthera peregrina* (13.9%), *Cecropia hololeuca* (8%), *Inga vera* (7.9%), *Hymenaea coubaril* (7.3%), *Croton urucurana* (6.7%), *Schizolobium parahyba* (5.6%), *Piptocarpha macropoda* (5.4%) and *Senna multijuga* (5%).

The density of the individuals in the study area was 1664 ind.ha⁻¹, giving a Shannon Wiener diversity index of (H') = 3.258, evidencing a large floristic diversity in this area. The equability (J'), which was calculated through the Pielou index, was 0.783, evidencing a large diversity in the community.

When comparing the seed bank (SE_B), natural regeneration (NA_R), the species used in the restoration project (PL_SE) and the current forest inventory (CURR), it was verified a greater similarity between CURR and PL_SE. In addition, it was also verified the similarity between the aforementioned group with NA_R, which evidenced the high correlation between the different levels of the vegetal establishment (see Figure 3).

In other way, the results found in the seed bank presented a low similarity with the others. It can be explained by the fact that the composition of the seed bank is, in general, of pioneer species and with different characteristics from those found in advanced levels in the forest structure.

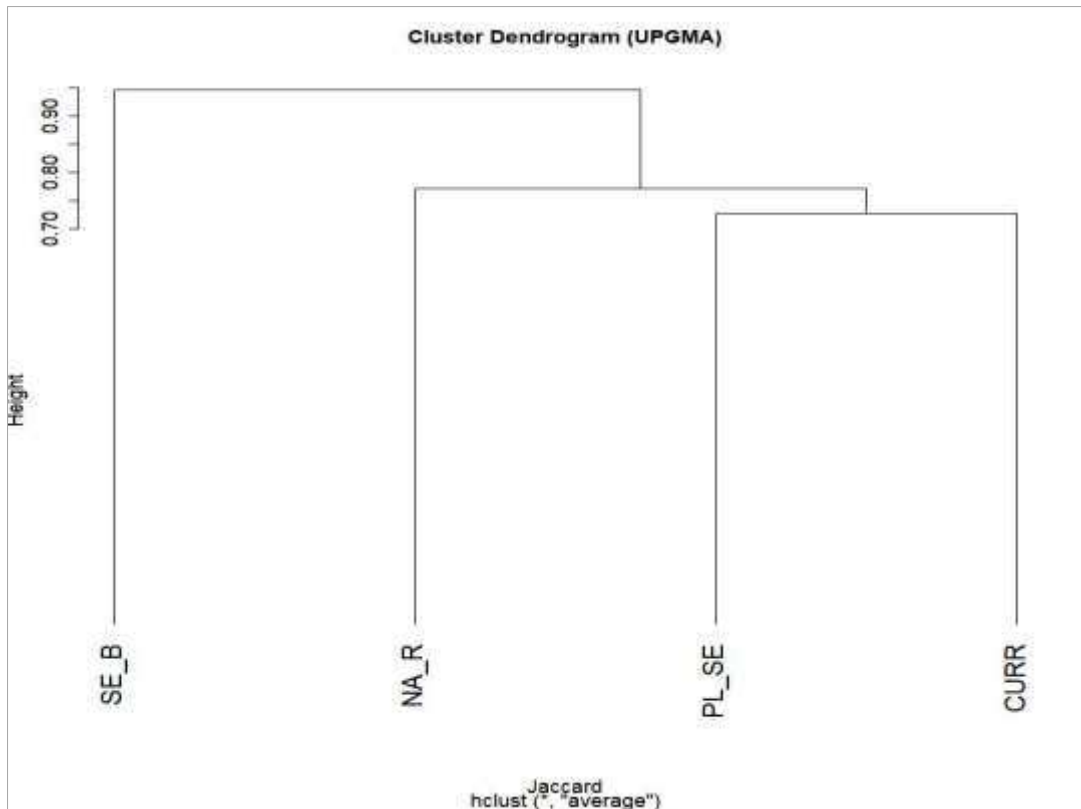


Figure 3: Dendrogram presenting the floristic similarity between the studies realized in the area by Miranda-Neto et al. (2014; 2017).

In the same way, when analyzing the floristic similarity between the current study and others performed in the region (see Table 2), it was possible to verify that neither of the evaluated studies showed a high floristic similarity to each other (Figure 4). In addition, the groups that present certain similarity between each other, had the characteristic of being located in areas geographically close to each other (PA_E and PA_A; IT_R and IT_N), which are located in Viçosa and Itamarati de Minas respectively.

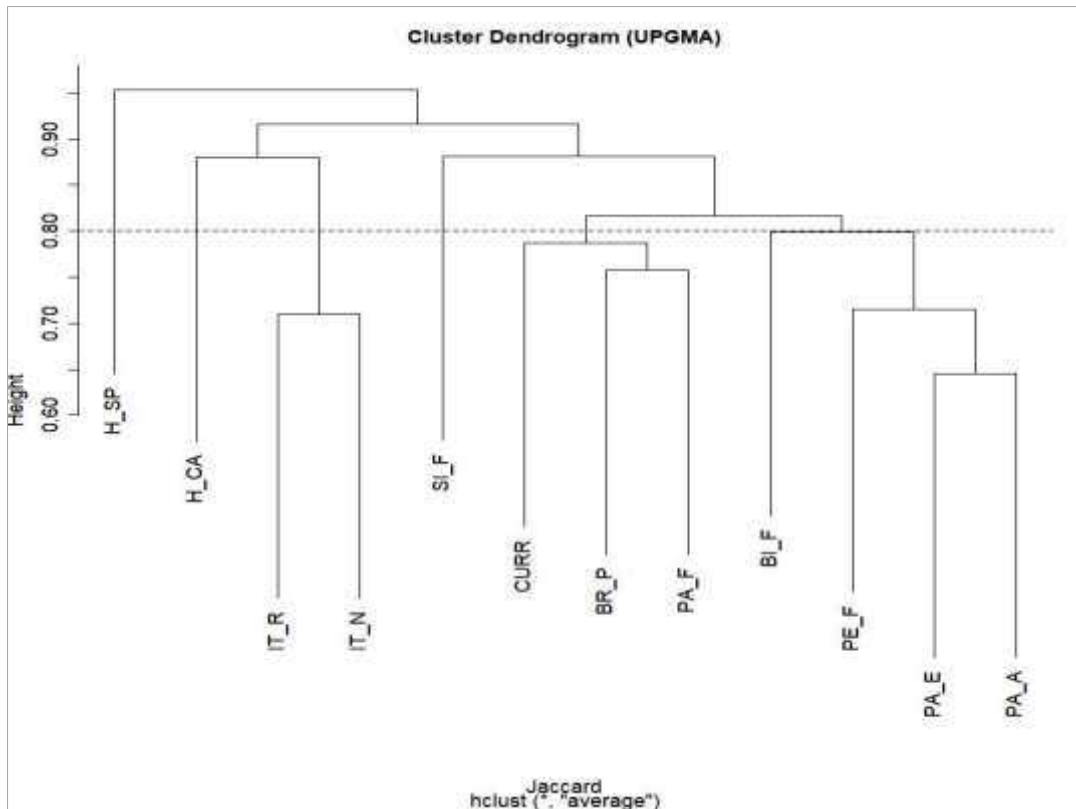


Figure 4: Floristic similarity between different studies carried out in region.

This characteristic was also reported by Rodrigues and Nave (2000), who found that when one same forest type is analysed within nearby areas located in the same watershed, the floristic similarity values are generally high.

Regarding our study area, it presented greater floristic similarity with two other areas, namely “BR_P” and “PA_F”. The first one was also previously used for mining (Caulim exploitation), with 20 years of natural regeneration, while the second area presented 15 years of natural regeneration after different disturbs (deforestation and burning).

In the face of soil characteristics verified in the soil sample collected, the interpretation, which was based in the Recommendation Guide for correctives and fertilizers of Minas Gerais (CFSEMG, 1999), showed a low level of the acidification/basic soil ($\text{pH-H}_2\text{O}= 4,74$); intermediate Organic Matter content ($\text{MO}= 3.69$); very low Sum of Bases ($\text{SB}= 0.44$); good Cation Exchange Capacity ($t= 7.84$) and a very low Base Saturation ($V= 5.6$), in the soil (Chart 5).

Chart 5: Chemical characteristics of the soil in study area of Descoberto-MG.

Chemical soil analysis														
N-total	pH	P	K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H+Al	SB	t	V	MO	Cu	Mn	Fe	Zn
(dag/Kg)	(H ₂ O)	(mg/dm ³)		----- (cmolc/dm ³) -----					%	(dag/Kg)	---- (mg/dm ³) ----			
0,139	4,74	0,5	19	0,28	0,11	7,4	0,44	7,84	5,6	3,69	1,99	19,4	32,3	7,56

In order to evaluate the soil chemical dynamics, we compare the information found in the study area with the study performed by Demolinari (2013), located near our study area in the municipality of Itamarati de Minas-MG. In this way we compare the chemical characteristics of soils in a native forest and a restored area, 12 years post mining. Considering acidification, it was observed that the pH-H₂O remained high in both situations, what might be a natural characteristic of the soils in this region.

The same pattern was observed for V(%), that also was classified as low to both situations, as well as SB that was classified as very low and low for native and restored forests, respectively. Regarding the t parameter, it was observed that the native and restored forest presented low to median values, respectively, being the values from our current study higher than both the previously cited studies.

4- DISCUSSION

The diversity index verified in our study area ($H' = 3.25$) is similar to those found in well conserved native forests (Silva et al. 2004; Higuchi et al. 2006; Miranda-Neto et al. 2012), demonstrating that this area has a good structure and high floristic diversity, and does not need longer interventions to help in successional development. Moreover, according to surveys performed by Demolinari (2013) in native forest and forest in process of restoration situated close to our study area, there were found smaller amounts of species than those found in the current study, besides a same presence pattern of the Fabaceae family in both vegetal communities.

Other attribute that allow us to prove the increase in the ecological characteristics and the environmental gains were the improvement of the individuals inserted in the secondary successional level and the dominance of the vegetal species with dispersal by animals. It indicates a high flow of the fauna and presence of food resources in the area, as also observed by Rech et al., (2015) in the evaluation of a degraded area in Santa Catarina/Brazil.

When analysing the floristic diversity between the different levels of vegetal establishment in the study area (see Figure 3), we can realize the high relationship between the species used in the restoration project and the current inventory. It evidences the importance of the correct choose of the species for the restoration process (species permanence and development along of the restoration process), which together with the correct techniques applied, can to determine the success or not of the restoration process.

It was also observed by Koch (2007), who presented in a research done in South Western Australia (bauxite mining), that the choice of the appropriate plant species, soil return methods, techniques to incentive the fauna return among others, presented significant improvements in rehabilitation of mined areas. Similar perspectives were observed by Josa et al. (2012) through the relationship between soil-water and plant, and Bradshaw (1997) who presented the potential of some plants to improve the soil conditions and consequently the ecological functions.

On the other hand, the similarity division between the seed bank and the natural regeneration, both evaluated 10 years post the planting of seedlings, represent the great variability between these different environments. It might be explained by the influence of environmental characteristics, species adaptability, climatic conditions, that influence in the vegetation establishment in each environment.

However, even though they do not even present a high floristic similarity (no high values between the connections), the results present a notable differentiation between the levels

compared (structural differences), inferring that these are produced by the different levels of insertion and environment characteristics from each level.

According to the comparison with other researches, similarities were observed with other studies carried out with longer natural regeneration time after the mining process and vegetal succession in the same region (Brás Pires-MG), or natural regeneration (Sítio Palmital). It allows us to classify this study area as an advanced forest, well-structured and with a large floristic composition.

Regarding the soil characteristics, through the chemical parameters we can say that, in general, the soil in the study area presents similar levels to those observed in original soils in the region under different uses. Moreover, it was observed that some soil chemical parameter values found in our study area, were higher than those verified in the natural area (i.e. t and pH-H₂O). The good thing is that these elements are directly and positively related to the availability of nutrients to the plants.

Thus, we can say that despite the low levels of some chemical elements in soils of the study area, their levels are considered normal according to the regional soil characteristics, and in general they tend to improve even further during the evolution of the restoration process.

5- CONCLUSION

In the face of the results presented, we can conclude that the restoration in bauxite mined areas, when performed correctly and involving the most possible environmental characteristics, in addition to the particularities from each area, make feasible the restoration process and generate good results. Moreover, we might say that this area is contributing to environmental sustainability, producing vegetal communities with large diversity and complying with the ecological and social functions.

In this sense, the analysis and evaluation of restored areas for longer periods is important to verify the success of the techniques used in these areas in order to improve the understanding

of the restoration process. In addition, the evaluation of the areas in process of restoration is an important indicator of i) the efficiency of the activities, ii) reflect the viability of the decisions taken previously and iii) helps to define measures that must be used according each case.

6- ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES) for the PhD fellowship to D. Balestrin and Brazilian Company of Aluminum (CBA-Votorantim) for the financial support of this research.

REFERENCES

ABAL. Bauxita no Brasil: Mineração responsável e competitividade, 2017. http://www.abal.org.br/downloads/ABAL_Relatorio_Bauxita_2017_1.pdf Accessed 04 January 2018.

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. [online] URL: http://reflora.jbrj.gov.br/downloads/2016_GROUP_Botanical%20Journal%20of%20the%20Linnean%20Society.pdf

Araújo, F.S.D., Martins, S.V., Neto, M., Alves, J.A., Lani, J.L., Pires, I.E., 2005. Florística da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, em Brás Pires, MG. *Revista Árvore*. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622005000600018>

Barros, D. A., Guimarães, J. C. C., Pereira, J. A. A., Borges, L. A. C., Silva, R. A., Pereira, A. A. S., 2012. Characterization of the bauxite mining of the Poços de Caldas alkaline massif and its socio-environmental impacts. *Revista Escola de Minas*. 65, 127-133. <http://dx.doi.org/10.1590/S0370-44672012000100018>

Bradshaw, A., 1997. Restoration of mined lands-using natural processes. *Ecological Engineering*. 8, 255-269. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(97\)00022-0](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(97)00022-0)

Budowski G., 1965. Distribution of Tropical American Rain Forest species in the light of successional processes. *Turrialba*. 15, 40-42.

Ferreira, W.C., Botelho, S.A., Davide, A.C., Rocha Faria, J.M., 2007. Avaliação do crescimento do estrato arbóreo de área degradada revegetada à margem do Rio Grande, na Usina Hidrelétrica de Camargos, MG. *Revista Árvore*. 31, 177-185. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48831120> ISSN 0100-6762 Accessed: 06 May 2018.

CFSEMG, 1999. Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais. 5ª Aproximação. Viçosa.

Demolinari, M. de S.M., 2013. Dinâmica da matéria orgânica de solos em processo de reabilitação após mineração de bauxita. Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de “*Doctor Scientiae*”. Viçosa-MG, Brasil. (Unpublished manuscript).

DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral, 2017. Informe Mineral: Janeiro-Junho de 2017. 15p. http://www.anm.gov.br/dnpm/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/informe-mineral/publicacoes-nacionais/informe_mineral_1_2017 Accessed: 07 February 2018.

Fengler, F.H, Bressane, A., Carvalho, M.M., Longo, R.M., Medeiros, G.A. de, Melo, W.J. de Jakovac, C.C., Ribeiro, A.I., 2017. Forest restoration assessment in Brazilian Amazonia: A new clustering-based methodology considering the reference ecosystem. *Ecological Engineering*. 108, 93–99. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.08.008>

Flora do Brasil 2020-Algas, Fungos e Plantas. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br> Accessed: 12 October 2016.

Gandolfi, S., Leitão Filho, H.F., Bezerra, C.L.F., 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. <http://www.lcb.esalq.usp.br/publications/articles/1995/1995rbbv55n4p753-767.pdf> (In Brazilian Portuguese).

Guimarães, J.C.C., Chagas, J.M., Campos, C.C.F., Alecrim, E.F., Machado, E.S., 2012. Avaliação dos aspectos e impactos ambientais decorrentes da mineração de bauxita no sul de Minas Gerais. *Enciclopédia Biosfera*. 8, 321-333. [online] URL: <http://www.conhecer.org.br/enciclop/2012b/ciencias%20agrarias/avaliacao%20dos%20aspectos.pdf>. (In Brazilian Portuguese).

Henriques, A.B., Porto, M.F. de S, 2015. Mineração, agricultura familiar e saúde coletiva: um estudo de caso na região de Itamarati de Minas-MG. *Revista de Saúde Coletiva*, Rio de Janeiro. 25, 1361-1382. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-73312015000400016> (In Brazilian Portuguese).

Higuchi, P., Reis, M. das G. F., Reis, G.G. dos, Pinheiro, A.L., Silva, C.T. da, Oliveira, C.H.R. de., 2006. Composição florística da regeneração natural de espécies arbóreas ao longo de oito anos em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, em Viçosa, MG. *R. Árvore*, Viçosa-MG. 30, 893-904. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622006000600004> (In Brazilian Portuguese).

IBGE, 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. 2ª ed. Manuais Técnicos em Geociências. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 271p.

IBRAM. Informações sobre a economia mineral Brasileira 2015. <http://www.ibram.org.br/> Accessed 05 October 2016.

IUSS Working Group WRB, 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.

- Josa, R., Jorba, M., Vallejo, V.R., 2012. Opencast mine restoration in a Mediterranean semi-arid environmental: Failure of some common practices. *Ecological Engineering*. 42, 183-191. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.02.020>
- Koch, J.M., 2007 Alcoa's mining and restoration process in South Western Australia. *Restoration Ecology*. 15, 11-16. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00288.x>
- Köppen, W., 1948. *Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra*. Fondo de Cultura Económica. México. 479p.
- Lopes, R.F., Branquinho, J.A., 1988. Jazidas de Bauxita da Zona da Mata de Minas Gerais. In: Schoblenhaus, C., Coelho, E.S. (coordenação). *Principais Depósitos Mineraiis do Brasil*, v.3. Brasília: DNPM, 656-661.
- Marangon, L.C., Soares, J.J., Feliciano, A.L.P., Lins e Silva Brandão, C.F., 2007. Estrutura fitossociológica e classificação sucessional do componente arbóreo de um fragmento de floresta estacional semidecidual, no município de Viçosa, Minas Gerais. *Cerne*. 13, 208-221. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=74413210> ISSN 0104-7760
- Marturano, E.S., 2012. Mineração na Amazônia e impactos na nascente da Micro Bacia do Rio água boa em Juruti. *Revista geonorte, Edição Especial*. 3, 1093-1104. [online] URL: <http://periodicos.ufam.edu.br/revista-geonorte/article/view/2008>
- Miranda-Neto, A., Martins, S.V., Silva, K. de A., Lopes, A.T., Demolinari, R. de A., 2014. Natural regeneration in a restored bauxite mine in southeast Brazil. *Bosque*. 35, 377-389. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002014000300012>
- Miranda-Neto, A., Martins, S.V., Silva, K. de A., Lopes, A.T., Demolinari, R. de A., 2017. Banco de Sementes em Mina de Bauxita Restaurada no Sudeste do Brasil. *Floresta e Ambiente*. 24, 1:11. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.125414>
- Miranda-Neto, A., Martins, S.V., Silva, K.A., Gleriani, J.M., 2012. Estrato de regeneração natural de uma floresta restaurada com 40 anos. *Pesquisa Florestal Brasileira*. 32, 409-420. <https://doi.org/10.4336/2012.pfb.32.72.429>
- 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. 139p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro, 2004. (Unpublished manuscript)
- Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H., 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York, US. John Wiley & Sons, 547p.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Mcglinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H. Package 'vegan'. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf> Accessed: 26 July 2016.
- Paula, A.D., Silva, A.F.D., Souza, A.L. de, Santos, F.A.M. dos, 2002. Alterações florísticas ocorridas num período de quatorze anos na vegetação arbórea de uma floresta estacional semidecidual em Viçosa-MG. *Revista Árvore*. 26, 743-749. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48826610> ISSN 0100-6762
- Pijl, L. van der. 1982. *Principles of dispersal in higher plants*, v.3, 1982.

Pinto, S.I.D.C., Martins, S.V., Silva, A.G.D., Barros, N.F.D., Dias, H.C.T., Scoss, L.M., 2007. Structure of the tree-shrub component in two successional stages of semideciduous forest in the Mata do Paraíso Forest Reserve, Viçosa, MG, Brazil. *Revista Árvore*. 31, 823-833. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622007000500006>

R Development Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, 2016. <https://www.r-project.org> Accessed: 26 July 2016.

Rech, C.C.C., Silva, A.C. da, Higuchi, P., Schimalski, M.B., Pscheidt, F., Schmidt, A.B., Ansolin, R.D., Bento, M.A., Missio, F. de F., Loebens, R., 2015. Avaliação da Restauração Florestal de uma APP Degradada em Santa Catarina. *Floresta e Ambiente*. 22, 194-203. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.083414>

Reis, L. L. Monitoramento da recuperação ambiental de áreas de mineração de bauxita na Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Porto Trombetas (PA). Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Ciências em Agronomia, área de concentração em Ciência do Solo. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 175p., 2006. (Unpublished manuscript)

Ribas, R.F., Neto, M., Alves, J.A., Silva, A.F.D., Souza, A.L.D., 2003. Floristic composition of two sites different seral stages of semideciduous seasonal montane forest in Viçosa, Minas Gerais. *Revista Árvore*. 27, 821-830. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622003000600008>

Rodrigues, R.R., Nave, A.G., 2000. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: Rodrigues RR, Leitão-Filho HF, editores. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Edusp/FAPESP, [S.l: s.n.].

Sheoran, V., Sheoran, A.S., Poonia, P., 2010. Soil Reclamation of Abandoned Mine Land by Revegetation: A Review. *International Journal of Soil, Sediment and Water*. 3, 20p. [online] URL: <https://scholarworks.umass.edu/intljssw/vol3/iss2/13/>

Shepherd, G.J., 2010. *Fitopac 2.1 – Campinas, Brasil*. Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas.

Silva, J.P.S., 2007. Impactos ambientais causados por mineração. *Revista espaço da sophia*, nº 08, 13 p. [online] URL: <http://www.registro.unesp.br/sites/museu/basededados/arquivos/00000429.pdf> (In Brazilian Portuguese).

Silva, N.R S., Martins, S.V., Meira Neto, J.A.A., Souza, A.L. de, 2004. Composição florística e estrutura de uma floresta estacional semidecidual montana em Viçosa, MG. *Revista Árvore*, 28, 397-405. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622004000300011>

Souza, F.M. de. Estrutura e dinâmica do estrato arbóreo e da regeneração natural em áreas restauradas. Dissertação apresentada a escola superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo, para a obtenção do título de Mestre em ciências, área de concentração Ciências Florestais. 78p., 2000. (Unpublished manuscript)

The Plant List. <http://www.theplantlist.org/> Accessed: 12 May 2016.

[dataset] UFV - CETEC - UFLA - FEAM. Mapa de solos do Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte, Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2010. 49p. <http://www.feam.br/noticias/1/949-mapas-de-solo-do-estado-de-minas-gerais> Accessed 13 June 2017.

[dataset] USGS (U.S. Geological Survey). Shuttle Radar Topography Mission (SRTM). <https://lta.cr.usgs.gov/SRTM> Accessed 12 October 2016.

Veloso, H.P., Rangel Filho, A.L.R., Lima, J.C.A., 1991. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Rio de Janeiro. 117p. [online] URL: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/monografias/GEBIS%20-%20RJ/classificacaovegetal.pdf>

Yong-Geng, L. and Gao-Ming, J., 2004. Ecological restoration of mining wasteland in both China and abroad: an over review. Acta Ecologica Sinica. 24, 95-100. <http://europepmc.org/abstract/cba/359386>

3. ARTIGO 2 - PHYTOSOCIOLOGICAL STUDY TO EVALUATE THE EFFICIENCY OF THE RESTORATION MEASURES IN A MINED AREA LOCATED IN MINAS GERAIS-BRAZIL

ABSTRACT: Mineral exploitation is currently one of the main generators of profit in Brazil through the export incomes. However, in parallel with these benefits, the mining activities often have a significant impact on the environmental diversity. This must be minimized through the development of efficient and applicable techniques considering the local conditions. In this study we describe a case study to evaluate the floristic diversity and the soil conditions of one mined area, currently under 6 years of restoration through of natural regeneration post the mining process. The study area is located in the municipality of São Sebastião da Vargem Alegre in Minas Gerais State, Brazil and has 0.45 hectares. The forest inventory of all individuals with Circumference at Breast Height (CBH) ≥ 10 cm was carried out and the phytosociological parameters were evaluated through the software Fitopac 2.1. The state shows a low floristic diversity $H' = 1.374$ as well as equability ($J' = 0.48$), with dominance of the gender *Vernonanthura* in the area. Moreover, the area presented dominance of the species of early succession (pioneers and early secondary), that allow to define the ecological stage from this area as initial forest. In order to improve the floristic diversity and accelerate the restoration process in this area, we recommend the control of the invasive grasses, as well as vegetal enrichment with native species of more advanced successional stages (later secondary and climax).

Keywords: Mining, natural regeneration, sustainability.

1. INTRODUCTION

The bauxite exploitation generates an important source of incomes for Brazil through the generation of jobs (direct and indirect), regional development and export of the produced materials. In this sense, the Southeast of Brazil, more specifically the state of Minas Gerais, it has the largest revenues of Financial Compensation for the Exploitation of Resources (CFEM), with a percentage of 44.1% (DNPM, 2017).

This mineral is found in high quality and quantity in Brazilian reserves which, in general present few territorial extensions and, some times, even mineral outcrops on the soil surface (ABAL, 2017). However, by the fact this exploitation requires the removal of the topsoil (fertile layer), it generates several impacts on the environment, as presented by Moreira (2004); Silva (2007); Sheoran et al. (2010); Guimarães et al. (2012); Marturano (2012); Barros et al. (2012); Guimarães et al. (2012); Henriques et al. (2015); Fengler et al. (2017), even if these activities does not take larger territorial ranges (Reis, 2006).

In this sense, in order to reduce the environmental impacts occurring in these areas, the amount of resources spent in this process, as well as accelerate the vegetal cover and restore the ecological functions in these environments, the choice of efficient techniques of restoration performs an important role in support to make a “stable” condition until that the nature becomes able to follow this process by itself, that is, without external interventions. However, it is not an easy task, because the restoration process is under the influence of antropic activities, edaphic variations, topographic and neighbourhood variables (landscape), climatic conditions, besides others direct and indirect agents.

These factors can influence in different ways and intensities a specific area according the local characteristics of this site, such as the environment resilience; proximity to native forest patches; regional diversity (flora and fauna); among others (Martins, 2013). Thus, to restore an altered environment, it is necessary to take into account the environmental skills and

the good use of knowledge to define the best techniques to manage the existing resources and solve the verified problems.

In this perspective, phytosociological studies are necessary to generate information that can be used to compare different situations and areas, reduce the time and the amount spent to restore these areas, besides to find patterns of development and help to identify priority areas for restoration. In addition, it allows the identification of agents that cause negative impacts on the restoration process and can help to define measures to control its damages.

In this sense, this study aimed to evaluate the phytosociology of one mined area after a six years of restoration process through natural regeneration and verify the necessity of the interventions to accelerate the ecological process in this area.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1. Study location

The study area is located in the São Sebastião da Vargem Alegre municipality, Minas Gerais-Brazil, which has an elevation from 217 to 1355 m (USGS, 2000). Prior to the mining process, this area was used by agriculture through coffee culture, with approximately 10 years of implantation and historically used by livestock (pasture).

This study was conducted in a small area in the process of natural restoration after the bauxite exploitation by Votorantim Metais Company (Figure 1). The study site has a surface area of 0.5 hectares, which was evaluated through the monitoring of natural regeneration after 6 years from the mining exploitation.

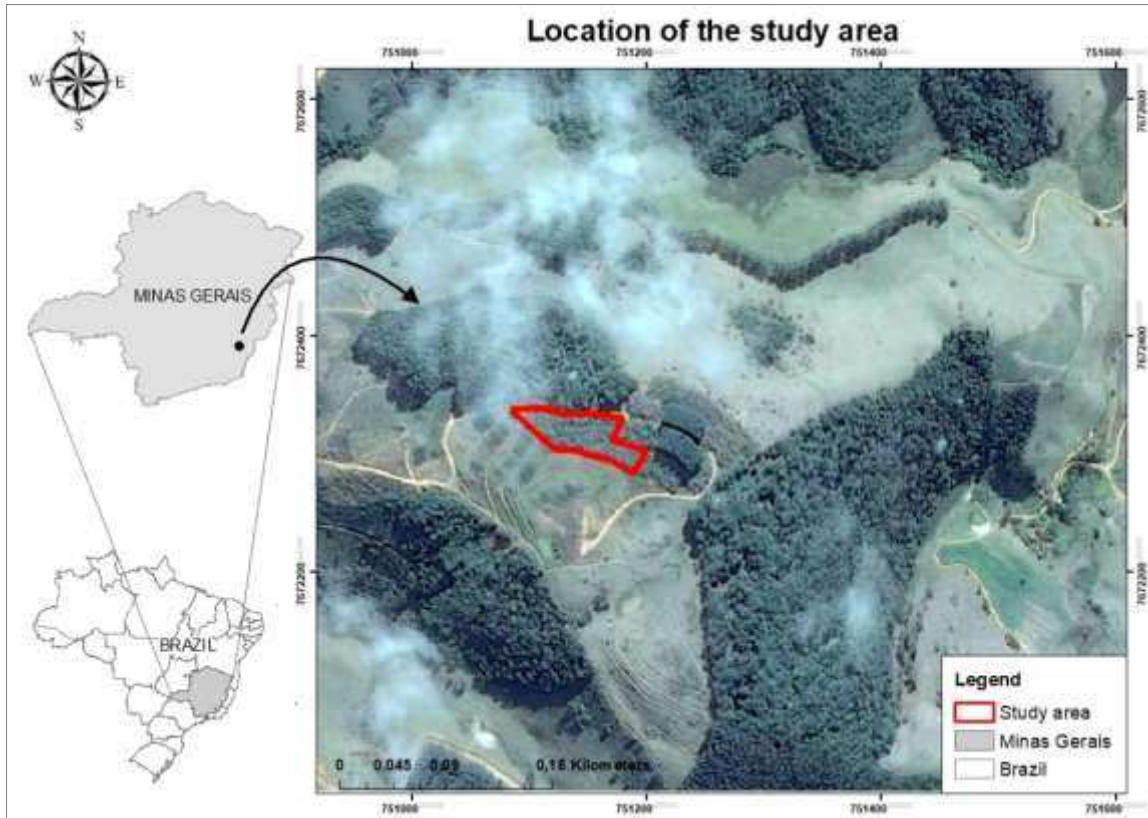


Figure 1: Location of the study area (highlighted).

The topographic reconfiguration (subsoiling, resurfacing and recovering of the sterile with a layer of 50 cm depth (rich soil/topsoil)) was done as soon as possible after the end of the mining activities. For that, was used of the topsoil previously taken from area, stocked and then used again to cover the area already mined.

The climatic classification for this region is type Aw, tropical with dry winter (Köppen, 1948). In addition, the annual average rainfall from 750 mm to 1800 mm, with the rainy season from November to April and the dry season from May to October (Antunes, 1986).

The natural vegetation in the region is classified as Semi-Deciduous Seasonal Forest and is under the biome Atlantic Rain Forest (IBGE, 2012). The soils of the watershed are classified as Ferralsols (IUSS Working Group WRB, 2015), being the current land use composed of native patches, pastures, tillage and areas in different process of the restoration with different stages of development.

2.2. Floristic evaluation

The forest inventory of all tree individuals with Circumference at Breast Height (CBH) ≥ 10 cm was carried out and then calculated the phytosociological parameters (density and dominance relative, coverage value) and diversity index of the vegetal community (Shannon-Wiener and equability) through the software Fitopac 2.1. All the individuals were classified in families and scientific nomenclature according to Angiosperm Phylogeny Group (APG III, 2009) and the floristic information was taken from website The Plant List (The Plant List, 2016).

Furthermore, the species found were classified in successional categories (SC) according to Budowski (1965) and adapted by Gandolfi et al., (1995) for Brazilian secondary forests in: pioneers (P); early secondary (ES); late secondary (LS) and non-classified (NC). Considering the dispersal syndrome (DS), the species were classified, according to Pijl (1982) in: dispersal by animals (ZOO); dispersal by wind (ANE); self-dispersal (AUTO) and non-classified (NC).

2.3. Soil analysis

The soil chemical and physical analysis in the study area was performed by obtaining thirty soil samples points, randomly collected in the whole area of interest. By the fact that was done the topographic reconstruction and consequently used the topsoil previously taken from the area, the soil samples reflected the soil characteristics of this superficial layer, and by this reason, the thirty samples obtained were mixed and generated only one composite sample.

Thus, the sampling was carried out through the use of soil augering in the layer from 0 to 20 cm. The composite sample was sent to Soil Laboratory of the Universidade Federal de Viçosa to analyze the chemical characteristics. Subsequently, the results were interpreted according to the Recommendation Guide for correctives and fertilizers of Minas Gerais (CFSEMG, 1999).

2.4. Processing and data collection

In order to analyse the phytosociological data, the software FITOPAC 2.1 was applied, Shepherd (2010), to evaluate the horizontal structure through density and dominance parameters. In addition, we calculated the coverage value, Shannon diversity index (H') and equability index (J').

4. RESULTS

In the floristic survey, 541 individuals, including 18 species and 11 botanical families were found (see Table 1). Moreover, the area presented characteristics of forest in early succession stage.

Table 1: Floristic list of the species found in study area after the bauxite exploitation.

FAMILY/SPECIE	SC	DS
Asteraceae		
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	P	Ane
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	P	Zoo
<i>Symphiopappus itatiayensis</i> (Hieron.) R.M.King & H.Rob.	P	Ane
<i>Vernonanthura diffusa</i> (Less.) H.Rob.	P	Ane
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	P	Ane
<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.	P	Ane
Bignoniaceae		
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	P	Ane
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	ES	Ane
Cannabaceae		
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blum.	P	Zoo
Fabaceae		
<i>Piptadenia gonoacantha</i> J.F. Macbr.	ES	Auto/Ane
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	ES	Auto
Indeterminada		
Indeterminada	NC	NC
Melastomataceae		
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	P	Zoo
Myrtaceae		
<i>Psidium guajava</i> L.	P	Zoo
Primulaceae		
<i>Myrsine ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Spreng.	ES	Zoo
Rutaceae		
<i>Dictyoloma vandellianum</i> A. Juss.	ES	Ane

Continua...

Solanaceae		
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	P	Zoo
Verbenaceae		
<i>Lantana camara</i> L.	P	Zoo

Where: Successional Categories (SC): (P = Pioneer, ES = Early Secondary, NC = Non-Classified); Seed Dispersal Syndrome (DS): (Zoo = Dispersal by animal, Ane = Dispersal by wind, Auto = Self-Dispersal and NC = Non-Classified); Auto/Ane: Primary dispersal by self-dispersal and secondary dispersal by wind.

According to Table 1, 33.3% of all the species found in the study area belong to the Asteraceae family, demonstrating the largest floristic richness from this family in the community, like verified also by Ataide et. al. (2011) in an area of ferruginous field of Quadrilátero Ferrífero-MG. Other families that presented a good representability in the area were Fabaceae and Bignoniaceae (floristic richness of 11.1% each one), while the other ones were composed by only one individual in each family (5.5% each one).

Regarding the distribution of the species into successional categories, the pioneer species showed dominance over the early secondary species (66.6% and 27.7% respectively). According the dispersal syndrome, the most of the species in the study area presented dispersal by wind (50%), followed of the dispersal by animals (38.9%).

In addition, the phytosociological parameters of the community were calculated for the botanical families found in the study area, as shown in Table 2.

Table 2: Phytosociological parameters of the families found in study area.

Famílias	N. Ind.	Nº de sp.	Rel. De.	Rel. Do.	CV %
Asteraceae	436	6	80.59	54.31	67.45
Cannabaceae	34	1	6.28	28.81	17.54
Fabaceae	46	2	8.5	13.18	10.84
Melastomataceae	16	1	2.96	2.31	2.63
Verbenaceae	2	1	0.37	0.34	0.35
Bignoniaceae	2	2	0.37	0.13	0.25
Solanaceae	1	1	0.18	0.52	0.35
Indeterminada	1	1	0.18	0.29	0.24
Rutaceae	1	1	0.18	0.04	0.11
Primulaceae	1	1	0.18	0.04	0.11
Myrtaceae	1	1	0.18	0.04	0.11
TOTAL	541	18	100	100	100

Where: Nº ind: Number of the individuals; Nº sp: Number of the species; Rel.De.: Relative density; Rel.Do.: Relative dominance; VC%: Coverage value.

Thus, the families that presented the largest coverage values (CV) in the community were: Asteraceae, Cannabaceae and Fabaceae, representing the percentage of 45%, 17.54% and 10.84% respectively. It demonstrates the importance and dominance of these families in the vegetal community, which together sum 95.83% of the all community.

Inserted in the Asteraceae family, it was observed that the species *Vernonanthura phosphorica* (Vell.) H.Rob. and *Vernonanthura diffusa* (Less.) H.Rob. presented a coverage value of the 45.88% and 20.05% respectively. Another specie that had a good coverage value was the *Trema micrantha* (L.) Blum. of the Cannabaceae family, with coverage value of the 17.54%. Thus, together these species presented a total coverage value of the 83.4%.

Regarding the vegetal community distribution through diameter classes, the area presented the shape of “inverted J” with a large concentration of the species in the first diametric class (55.2%), that is, lower diameters and then, a gradual decrease towards the larger diametric classes (Figure 2).

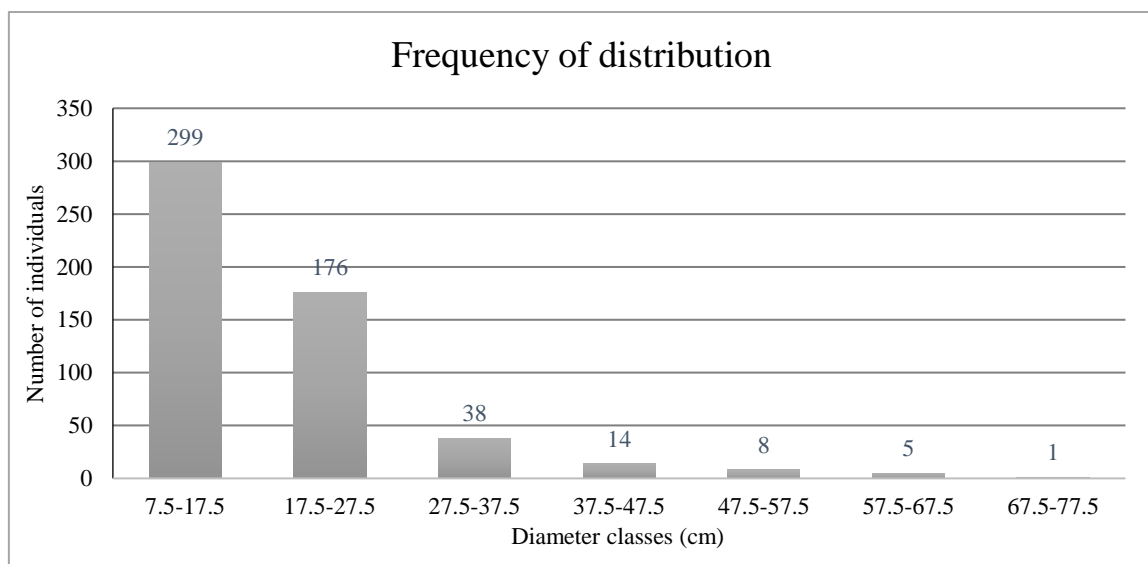


Figure 2: Frequency of distribution in the natural regeneration area.

According the behaviour of the species that presented largest coverage value (*Vernonanthura phosphorica* (Vell.) H.Rob. and *Vernonanthura diffusa* (Less.) H.Rob), these presented gradual/normal distribution along of the diametric classes. This characteristic can be

considered as a normal characteristic when taking into account the evolution of the successional levels.

On the other side, the specie *Trema micrantha* (L.) Blum. presented different distribution and behavior of the others previously mentioned (Figure 3). This can be explained by the beginning of the change of the successional levels (successional advance), besides it be a typical behavior of the pioneer species.

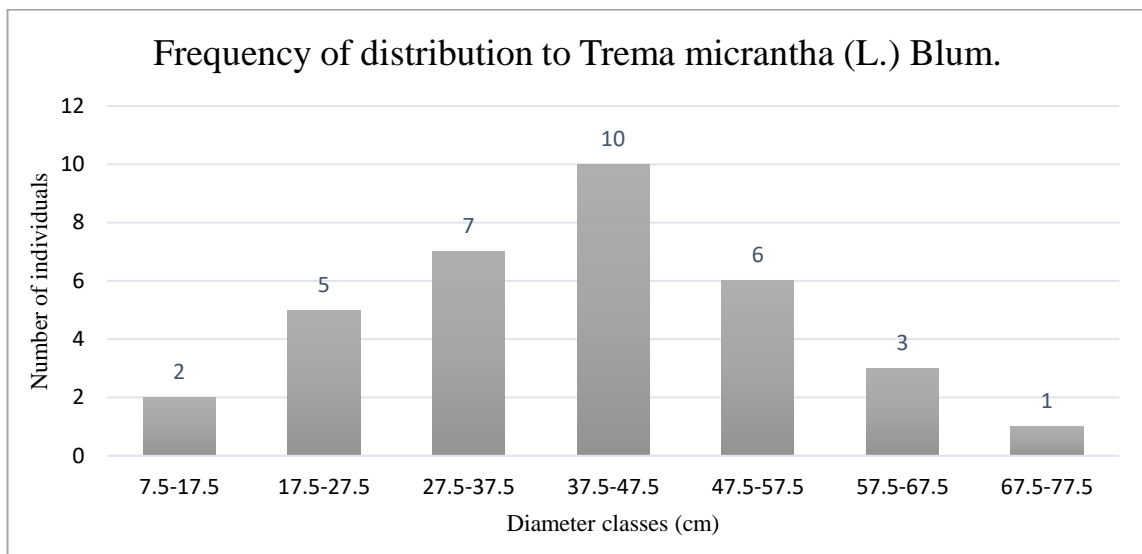


Figure 3: Frequency of distribution to *Trema micrantha* (L.) Blum. in the study area.

The density of the individuals in the study area was 1207.59 ind.ha⁻¹, being the Shannon-Wiener index (H') = 1.37, evidencing a low floristic diversity in this area. The Equability (J'), which was calculated through the Pielou index, was 0.48, evidencing also a low diversity and floristic abundance in the community.

In the face of soil characteristics verified in the soil samples collected, the interpretation, which was based in the Recommendation Guide for correctives and fertilizers of Minas Gerais (CFSEMG, 1999), showed levels of the clay higher or equal to 35%. Regarding the chemical characteristics in the current situation (in process of restoration), a good level of the acidification was observed (pH-H₂O=5,77), intermediate levels of the Organic Matter (MO=3,86), Sum of Basis (SB=2,33) and effective Cation Exchange Capacity (t=2,33). On the

other hand, the Basis Saturation presented low levels ($V=23,5$) in the collected soil samples (Table 3).

Thus, in order to evaluate, relate and compare the soil chemical characteristics in different situations: native forest (NAT); after the topographic reconstruction (P_MIN) and current situation in process of restoration (P_RES), the Chart 3 was elaborate. The data from the native forest and after the topographic reconstruction were taken from study by Borges (2013), which was also performed in the study area.

Chart 3: Variation of the soil chemical characteristics in the study area.

Chemical Analysis															
Sample (0-20)	N-total	pH	P	K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H+Al	SB	t	V	MO	Cu	Mn	Fe	Zn
	(dag/Kg)	(H ₂ O)	(mg/dm ³)		(cmolc/dm ³)					%	(dag/Kg)	(mg/dm ³)			
NAT*	0.34	4.68	1.92	58.65	0.2	0.02	14.03	0.37	1.79	2.6	9.2	0.3	0.02	262.77	11.09
P_MIN*	0.085	5.23	1.05	27.37	0.37	0.13	3.91	0.57	0.67	12.72	2.5	0.6	5.04	174.91	1.25
P_RES	0.13	5.77	0.8	124	1.34	0.67	7.6	2.33	2.33	23.5	3.86	0.36	6.9	98.1	17.35

Where: NAT= Soil samples collected in the surrounding native forest area (reference environment); P_MIN= Soil samples collected after the mineral exploitation and topographic reconstruction; P_RES= Soil samples collected after 6 years of natural regeneration.

Fonte: *Borges (2013).

According the data found, we can realize that there was a considerable increase in some elements, (K, Ca²⁺, SB, V, Mn), either decrease (H+Al, MO, Fe), when evaluating the variation into the parameter.

4.DISCUSSION

According the Meira-Neto and Martins (2000), the floristic diversity can vary from 3.2 to 4.2 to semideciduous seasonal forests in Minas Gerais, which is larger than what verified in this study ($H'=1.37$). In addition, the results demonstrate clearly the vegetal characteristics of this area (young community in process of development), with dominant presence of the pioneer and early secondary species.

Regarding the Equability ($J=0.48$), we can say that the vegetal community in the study area has a heterogeneous floristic distribution, which can be explained by dominance of the

Vernonanthura gender (CV= 65.9%). Other studies performed in different areas, successional stages and different ages after the mining process that present similar results (low diversity), were verified by Parrota, et al. (1997); Ângelo et al. (2002); Araújo, et al. (2006); Corrêa e Filho, (2007).

However, as observed by Reis, et al. (2007), the landscape characteristics such as connectivity, range of the impacts produced, techniques used, biome, among others, can directly influence the floristic composition and, consequently the restoration process. It can be observed in studies performed by Araújo et al. (2005) and Corrêa & Filho (2007) in areas with approximately 20 years of natural regeneration, where a great variation in the number of species was observed (from 5 to 47), which corroborates with the idea that each environment should be analyzed individually.

Moreover, the low floristic diversity verified in mined environments can also be observed in areas of natural regeneration. It was verified by Klein et al. (2009) and Guimarães (2015) in areas post coal mining (28 years later) and areas with different successional stages post bauxite mining in Poços de Caldas-MG, respectively.

However, we must be careful when comparing different situations and areas in process of restoration because the characteristics around the area (landscape); pressure suffered (natural either anthropic); distance from propagules sources; fauna; diversity; edaphic conditions; among others), are different in each situation, area or region and it can influence with different intensity on each place.

Thus, an agent that could have negatively influenced the results of the current study (low diversity) was the “isolation” of the area in process of restoration by forest plantations (*eucalyptus* sp.) and the coffee cultivation (surrounding experimental fields). In addition, the invasion by *Urochloa decumbens* Stapf and *Urochloa plantaginea* (Link) Hitchc. (invasive

grasses) can have impaired the successional advance and, consequently, the improvement of vegetal diversity in the study area.

The importance of this question was observed by Suganuma et al. (2014), which affirms that the distance from propagules sources can create obstacles to ecological restoration. In this same sense, Cheung et al. (2010); Pereira et al. (2013); Kauano et al. (2013) observed that the landscape quality and the connectivity between the areas (natural and those areas in process of restoration), contribute to improve the resilience and restore the ecological functions of the degraded areas.

Thus, the control of invasive grasses (*Urochloa decumbens* Stapf and *Urochloa plantaginea* (Link) Hitchc.) is recommended for the study area. Moreover, in order to improve the diversity in the area, we recommend the enrichment with native species in more advanced stages of succession (late secondary and climax species).

Additionally, another suggestion is the use of native species that have attractiveness for the local fauna, in order to improve the flow and interactions between the environmental elements from the region.

Regarding the soil characteristics of the study area, through the chemical parameters we can observe that the low values found in some parameters (e.g. SB, V), reflect the low soil potential to supply nutrients for plants. However, when analyzing the different environments (before the mining process), it was observed that these levels are a normal characteristic in the region.

In addition, it was observed that the content of these elements, as well as the CTC level, had a considerable improvement after the mining. It can be explained by fertilization and other techniques used by the company to the soil conservation after the mining exploitation, which resulted an improvement in the fertility levels in this area.

According to study realized by Xiao et al. (2016), the potential of hydrogen (pH); total organic carbon (CO), which is function of the MO; N-total and available phosphor (P), are the main elements that affect the functional diversity of the soil. In addition, Silva et al. (2008), present that the higher concentrations of Nitrogen (N) and phosphor (P) found in soil from native forests before the mining process can be related to higher level of Organic Matter (MO) in these sites. This can be explained by the greater development and diversity of established vegetation and by the complex interactions that exist.

Thus, there were a decrease in the content of these elements in function at the beginning of the mining process. However, the current improvement (even if low) can be indicating the beginning of the rehabilitation of the edaphic functions due the advance in restoration process in this area.

In this sense, we can say that, in general, the edaphic conditions are contributing to restore the soil functions after the mining process in this area. In addition, it is assisting in the vegetal re-establishment, diversity improvement, restoration of the ecological functions and collaborating with the environmental sustainability of the area.

5.CONCLUSIONS

As results, we can conclude that, despite low floristic diversity, it is a particular characteristic verified in the most of environments that had some type of recent perturbation and that present initial successional stage. However, due to the fact that no tree planting was performed in order to increase the floristic diversity in this area, it presented satisfactory vegetation coverage, have complied with the environment role and had no type of implantation costs inserted (use of the natural regeneration technique).

However, with this study we verified problems of grass invasion in some points of this area and low species richness. Thus, in order to accelerate the successional process in this area,

we recommend the enrichment with the planting of seedlings in nuclei of diversity and the direct sowing of native species tolerant to the shade.

According to edaphic conditions, we observed an improvement of the soil quality post mining exploitation when compared as the original situation (before the mining), which can be related to the vegetal development in this area. Moreover, we observed that the improvement of the ecological and edaphic characteristics of the mined areas is possible if the appropriate techniques are used to restore the environment (topographic reconfiguration, use of the topsoil, soil correction and fertilization, monitoring, among others).

In this sense, this type of study is a fundamental tool to decision-making and monitoring as well as helping to define the best technique that can be used according to the situations verified in each site.

Finally, we can say that the natural regeneration can be feasible for use in bauxite mined areas. However, these areas should be frequently monitored and evaluated in order to identify and control any problem that can interfere in the successional and ecological process of the area.

6. ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES) for the PhD fellowship to D. Balestrin and Brazilian Company of Aluminum (CBA-Votorantim) for the financial support of this research.

REFERENCES

ABAL. Bauxita no Brasil: Mineração responsável e competitividade, 2017. http://www.abal.org.br/downloads/ABAL_Relatorio_Bauxita_2017_1.pdf Accessed 04 January 2018.

Ângelo, J.G.M., Lena, J.C., Dias, L., Santos, J., 2002. Diversidade vegetal em áreas em reabilitação de mineração de ferro, na Mina de Alegria. Mariana–MG. Revista *Árvore*, v. 26, p.183-192.

Antunes, F.Z., 1986. Caracterização climática do Estado de Minas Gerais. Informe Agropecuário, Belo Horizonte. 12, 9-13.

APG III (Angiosperm Phylogeny Group III), 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the order and families of flowering plants. Botanical Journal of the Linnean Society. 161, 105-121. [online] URL: http://reflora.jbrj.gov.br/downloads/2016_GROUP_Botanical%20Journal%20of%20the%20Linnean%20Society.pdf

Ataíde, E.S.; Castro, P. de T.A. e Fernandes, G.W., 2011. Florística e caracterização de uma área de campo ferruginoso no complexo minerário Alegria, Serra de Antônio Pereira, Ouro Preto, Minas Gerais, Brasil. Revista Árvore. 35, 1265-1275. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622011000700013>

Barros, D.A., Guimarães, J.C.C., Pereira, J.A.A., Borges, L.A.C., Silva, R.A., Pereira, A.A.S., 2012. Characterization of the bauxite mining of the Poços de Caldas alkaline massif and its socio-environmental impacts. Revista Escola de Minas, v. 65, n. 1, 127-133. <http://dx.doi.org/10.1590/S0370-44672012000100018>

Borges, S.R., 2013. Qualidade do solo em áreas de restauração com forrageiras e cafeeiro pós-mineração de bauxita. Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de Doctor Scientiae. Viçosa (Unpublished manuscript).

Budowski G., 1965. Distribution of Tropical American Rain Forest species in the light of successional processes. Turrialba; 15: p.40-42.

CFSEMG, 1999. Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais - 5ª aproximação. Ribeiro, A.C.; Guimarães, P.T.G. e Alvarez V.; V.H. (Editores). Viçosa, 359p. <http://www.dpv24.iciag.ufu.br/new/dpv24/Apostilas/5%20-%20Aproximacao%20Revisada.pdf> Accessed: 09 May 2018.

Corrêa, R.S. e Mélo Filho, B. de., 2007 Levantamento florístico do estrato lenhoso das áreas mineradas no Distrito Federal. R. Árvore, Viçosa-Mg, v.31, n.6, p. 1099-1108. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622007000600015>

Cheung, K.C.; Liebsch, D.; Marques, M.C.M., 2010. Forest recovery in newly abandoned pastures in southern Brazil: implications for the Atlantic rain forest resilience. Natureza e Conservação, vol. 08, p.66–70. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.00801010>

DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral, 2017. Informe Mineral: Janeiro-Junho de 2017. 15p. http://www.anm.gov.br/dnpm/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/informe-mineral/publicacoes-nacionais/informe_mineral_1_2017 Accessed: 07 February 2018.

Fengler, F.H, Bressane, A., Carvalho, M.M., Longo, R.M., Medeiros, G.A. de, Melo, W.J. de Jakovac, C.C., Ribeiro, A.I., 2017. Forest restoration assessment in Brazilian Amazonia: A new clustering-based methodology considering the reference ecosystem. Ecological Engineering. 108, 93–99. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.08.008>

Gandolfi, S., Leitão Filho, H.F., Bezerra, C.L.F., 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.

<http://www.lcb.esalq.usp.br/publications/articles/1995/1995rbbv55n4p753-767.pdf> (In Brazilian Portuguese).

Guimarães, J.C.C., 2015. Restauração Ecológica de áreas mineradas de bauxita na Mata Atlântica. Tese apresentada a Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para a obtenção do título de Doutor. Lavras (Unpublished manuscript).

Guimarães, J.C.C., Chagas, J.M., Campos, C.C.F., Alecrim, E.F., Machado, E.S., 2012. Avaliação dos aspectos e impactos ambientais decorrentes da mineração de bauxita no sul de Minas Gerais. Enciclopédia Biosfera. 8, 321-333. [online] URL: <http://www.conhecer.org.br/enciclop/2012b/ciencias%20agrarias/avaliacao%20dos%20aspectos.pdf>. (In Brazilian Portuguese).

Henriques, A.B., Porto, M.F. de S., 2015. Mineração, agricultura familiar e saúde coletiva: um estudo de caso na região de Itamarati de Minas-MG. Revista de Saúde Coletiva, Rio de Janeiro. 25, 1361-1382. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-73312015000400016> (In Brazilian Portuguese).

IBGE, 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. 2ª ed. Manuais Técnicos em Geociências. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 271p.

IUSS Working Group WRB, 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome

Kauano, É.E., Cardoso, F.C.G, Torezan, J.M.D., Marques, M.C.M., 2013. Micro- and meso-scale factors affect the restoration of Atlantic forest. Natureza e Conservação. 11, 145–151. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2013.023>

Klein, A.S, Citadini-Zanette, V, Lopes, R.P., Santos, R. dos., 2009. Regeneração natural em área degradada pela mineração de carvão em Santa Catarina, Brasil. R. Esc. Minas, Ouro Preto. 62, 297-304. <http://www.redalyc.org/html/564/56416739007/> Accessed: 09 May 2018.

Köppen, W., 1948. Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra. Fondo de Cultura Económica. México. 479p.

Martins, S.V., 2013. Recuperação de Áreas Degradadas. Ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. Viçosa: Aprenda Fácil, Ed.3, 442 p.

Marturano, E.S., 2012. Mineração na Amazônia e impactos na nascente da Micro Bacia do Rio água boa em Juruti. Revista geonorte, Edição Especial. 3, 1093-1104. [online] URL: <http://periodicos.ufam.edu.br/revista-geonorte/article/view/2008> Accessed: 09 May 2018.

Meira-Neto, J.A.A. and Martins, F.R., 2000. Composição florística do estrato herbáceo-arbustivo de uma floresta estacional semidecidual em Viçosa-MG. Revista Árvore. 24, 407-416.

Moreira, P.R., 2004. Manejo do solo e recomposição da vegetação com vistas a recuperação de áreas degradadas pela extração de bauxita, Poços de Caldas, MG, 139p. Tese (Doutorado em

Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2004 (Unpublished manuscript).

Parrotta, J.A., Knowles, O.H., Wunderle, J.M., 1997. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. *Forest Ecology and Management*. 99, p.21-42. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00192-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00192-8)

Pereira, L.C. da S.M., Oliveira, C. de C.C. de, Torezan, J.M.D., 2013. Woody species regeneration in Atlantic Forest restoration sites depends on surrounding landscape. *Natureza e Conservação*. 11, 138–144. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2013.022>

Reis, L. L., 2006. Monitoramento da recuperação ambiental de áreas de mineração de bauxita na Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Porto Trombetas (PA). Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Ciências em Agronomia, área de concentração em Ciência do Solo. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 175p. (Unpublished manuscript).

Reis, A., Tres, D.R., Scariot, E.C., 2007. Restauração na Floresta Ombrófila Mista através da sucessão natural. *Pesq. Flor. Bras., Colombo*. 55, 67-73. <https://pfb.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/article/view/120/79> Accessed: 09 May 2018.

Araújo, F.S. de., Martins, S.V., Meira-Neto, J.A.A., Lani, J.L., Pires, I.E., 2005. Estrutura da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, Brás Pires, MG. *Revista Árvore*. 30, 107-116. <http://www.scielo.br/pdf/%0D/rarv/v30n1/28514.pdf> Accessed: 09 May 2018.

Sheoran, V., Sheoran, A.S., Poonia, P., 2010. Soil Reclamation of Abandoned Mine Land by Revegetation: A Review. *International Journal of Soil, Sediment and Water*. 3, 20p. [online] URL: <https://scholarworks.umass.edu/intljssw/vol3/iss2/13>

Silva, J.P.S., 2007. Impactos ambientais causados por mineração. *Revista espaço da sophia*, nº 08, 13p. [online] URL: <http://www.registro.unesp.br/sites/museu/basededados/arquivos/00000429.pdf> (In Brazilian Portuguese).

Shepherd, G.J., 2010. Fitopac 2.1 – Campinas, Brasil. Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas.

Suganuma, M.S., Assis, G.B., Durigan, G., 2014. Changes in plant species composition and functional traits along the successional trajectory of a restored patch of Atlantic Forest. *Community Ecology*. 15, 27-36. <https://doi.org/10.1556/ComEc.15.2014.1.3>

The Plant List. <http://www.theplantlist.org/> Accessed: 12 May 2016.

[dataset] USGS (U.S. Geological Survey). Shuttle Radar Topography Mission (SRTM). <https://lta.cr.usgs.gov/SRTM> Accessed 12 October 2016.

Pijl, L. van der. Principles of dispersal in higher plants. 3rd ed. New York: Springer-Verlag; 1982.

Xiao, L., Liu, G., Zhang, J., Xue, S. Long-term effects of vegetational restoration on soil microbial communities on the Loess Plateau of China. *Restoration Ecology*. 24, 797-804, 2016. <https://doi.org/10.1111/rec.12374>

4. ARTIGO 3 - RESTORATION OF MINING AREAS: MODELLING ON-AND OFFSITE EFFECTS OF SOIL REDISTRIBUTION IN A WATERSHED LOCATED IN DESCOBERTO, MINAS GERAIS-BRAZIL

ABSTRACT: Few are the studies about the influence, dynamic and quantification of the amounts of erosion yielded under different land uses in mining areas and surrounding areas (under influence of this activity). Thus, this study was carried out in a small watershed under influence of the bauxite exploitation located in Descoberto, Minas Gerais-Brazil. The erosion modelling was performed to evaluate the effect of sediment yield under different soil uses and compare them. As result, it was verified a reduction of 45% in the soil loss from 1991 (before mining) to 2016 (atual situation with mining), as well as a decrease of the 0.1 and 0.6 ton ha⁻¹ year⁻¹ when evaluated the current scenario where the mining areas were covered by pasture and native forest, respectively. On-site and off-site effects were verified through decrease of water flow amounts of the watershed and also in the erosion rates in the pasture areas over the period evaluated. Thus, we can conclude that this watershed has reduced the soil losses by erosion along of the evaluated period and that other areas “non-mined” areas can more strongly affect the soil dynamic in this watershed.

Keywords: Erosion modelling; mining areas; restoration; degraded areas.

1. INTRODUCTION

Bauxite is an important ore and the third element in greatest abundance in the earth's crust (ABAL, 2017). This mineral is found in high quality and quantity in Brazilian reserves and its exploitation resides on the fact that it is feedstock to alumina and primary aluminum production, besides some chemical products and non-metallurgical uses that have a considerable importance in this sector as well (IBRAM, 2015).

As this mineral is to be found in layers near the soil surface, its exploitation requires the removal of the topsoil (fertile layer), which generates several impacts on the environment, as mentioned by Moreira (2004); Reis (2006); Silva (2007); Sheoran et al., (2010); Barros et al., (2012); Guimarães et al., (2012); Marturano (2012); Henriques et al., (2015).

These impacts happen because the landscape is subject to dynamics driven by uses, influences, relations between the internal and external agents (Schoorl and Veldkamp, 2001; Schoorl et al., 2006), mainly in these conditions (mining). In this sense the landscape changes and degradation can impact the hydrological balance (Benini et al., 2010); runoff and sediment yield (Mueller et al., 2009); biodiversity (Dornelas et al., 2009); soil carbon stock (Schulp and Verburg, 2009), among others.

Thus, because of the fact that the impacts produced on these areas are strongly widespread for the region, influencing the social, environmental and economic aspects, the evaluation and better understanding of their effects is necessary to define the best way to restore these areas and reduce the negative effects generated. Consequently, the evaluation of both the erosional and depositional processes in mined areas, is an important tool and a basis to define critical areas that need support to restore their ecological functions.

Therefore, the modeling and monitoring of landscape dynamics to find scenarios of possible erosion and re-sedimentation estimates and to understand the spatial behavior and trends of the system, is an important strategy to become more efficient in development activities of a certain area (Debolini et al., 2015). Thus, the landscape process modelling at multi-dimensions and scales (LAPSUS), developed by Schoorl et al. (2000; 2002) it was used to simulate the influence of active and restored mining areas in a watershed, formulating different scenarios based on water and sediment redistribution and the different ways to restore these areas (according to local reality).

Consequently, the LAPSUS 5.0 version used integrated the hydrologic, erosional, climatic, geographic and coverage aspects of the study region. In this sense, the objective of this paper was to develop an approach to evaluate the influence both on-site and off-site for restoring the mining areas under different land uses scenarios and spatially estimate the amounts of soil redistribution aiming at social and environmental sustainability.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1 Characterization of the study area

The study area is located in a watershed under influence of bauxite mining by the Brazilian Company of Aluminum (CBA-Votorantim) in the Descoberto municipality, Minas Gerais-Brazil (Figure 1). The active mining in the region began in 1991, and it continues until today (in different areas). According the company, after the active mining processed stopped, different techniques to restore these areas have been and are being developed and applied to restore these environments.

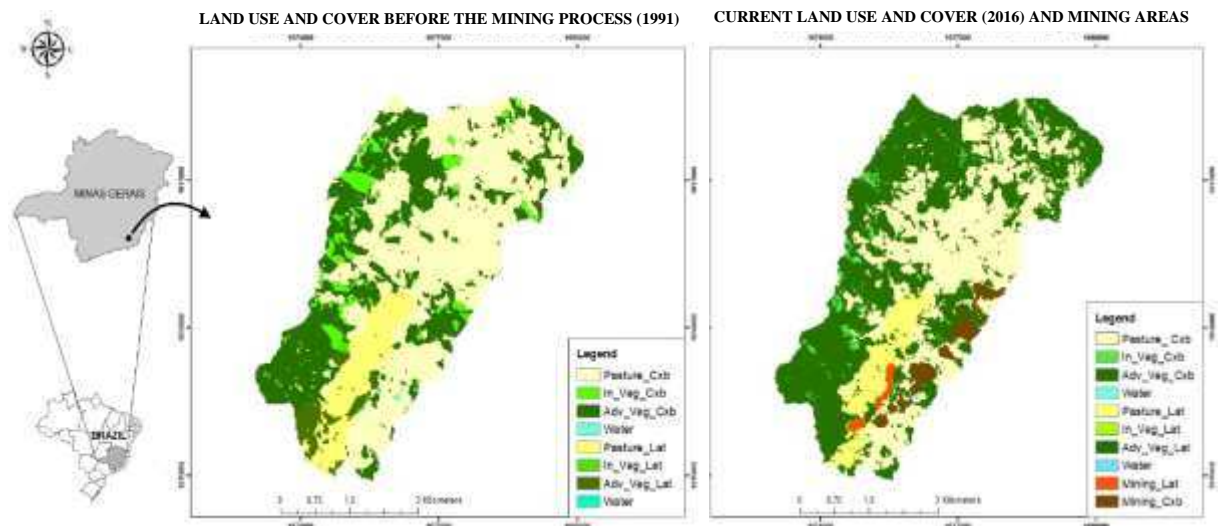


Figure 1: Location and change of land use and cover given per soil class in the study area, 1991 (left) and 2016 (right). Classes of use and land cover are given in Table 1. Where: Pasture= Pasture areas; In_Veg= Early vegetation; Adv_Veg=Advanced vegetation; Water= hydric resources; Mining= mining areas; Cxb= Cambisols; Lat= Latosols/Ferralsols.

The watershed has a total area of 27.54 km², and elevation ranges from 429 m to 1369 m according to the data from NASA-Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), with 30m of

resolution (USGS, 2000). According to UFV (2010) and IUSS Working Group WRB (2015), the soils of the study area are classified as Red-Yellow Latosols (Ferralsols) and Haplic Cambisols (Cambisols). The land use and cover in the catchment (presented in general manner in Table 1), is composed by patches of native forest, forest plantations (mainly of *eucalyptus sp.*), pastures, and some agriculture (tillage), while the areas in the process of restoration show different stages of development and ages (since early until advanced succession).

Regarding the climatic classification, the region is classified as Aw, tropical with dry winter (Köppen, 1948). The annual average rainfall is around 1300 mm, with the rainy season from November to April and the dry season from May to October (Lopes and Branquinho, 1988). The vegetation in the region is classified as Semi-Deciduous Seasonal Forest and located in the Atlantic Forest biome (Veloso et al., 1991; IBGE, 2012).

2.2 Database used

The environmental variables data used in this study (rainfall, temperature and evaporation), were taken from Brazilian Institute of Meteorology (INMET), through historical series from 2006 to 2016. In addition, the Digital Elevation Model (DEM) used in this study it was taken from NASA-Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), with 30m of resolution (USGS, 2000), which was removed the sinks and possible imperfections.

To evaluate the land use and cover changes in the watershed before and after the mining company activities, satellite images of 1991 and 2016 were taken from the Brazilian Institute of Space Research (INPE) and the European Space Agency (ESA), respectively. The 1991 image was taken from TM/Landsat-5 at 30 m resolution and the 2016 image was taken from the Sentinel-2 satellite, with 10 m of resolution. Both images were standardized to 30 m of resolution for the modeling and the Transversal Universal de Mercator (UTM) projection system was used.

2.3 Tested scenarios

In order to analyze the land use changes and the erosion and deposition process dynamics over the years, were tested five different scenarios. The first scenario or baseline (BASE) is taking into account the original land use configurations before the beginning of the mining processes (1991); the second scenario assumed the current land uses and added the bare soil to all actively mined areas from 1991 until 2016 (hypothetical); the third scenario is based on the current (CUR) land uses of the year 2016, and the fourth and fifth scenarios assuming further restoration and improvements such as a “future coverage” by pasture (PAS) and by early forest (FOR) especially in the former mined areas.

2.4 Image classification process and modelling

The images were classified by maximum likelihood classification (MAXVER) through ArcGis 10.2® software and subsequent classification in five distinct classes (taken into account the resolution limits): Pasture, Early vegetation, Advanced vegetation, Water, and Mining areas (when present).

The land use and cover classification was adjusted according to the combination with the two different types of soil verified in the watershed evaluated (Cambisols and Ferralsols). Consequently, these combinations were used as input for the LAPSUS 5.0 model to evaluate each scenario. The LAPSUS model applies sediment transport equations based on works by Kirkby (1971; 1987) and Foster and Meyer (1972; 1975) and calculates the capacity for sediment transport using multiple flow directions as a consequence of local gradients and discharges (Schoorl et al., 2000; 2002).

Consequently, this model uses the DEM and local water balance to route the discharge as the driving force behind geomorphic processes (Schoorl et al., 2000; 2002), while simulating the erosion and deposition at different scales as function of rainfall, slope, soil and surface properties and land use (e.g. Schoorl and Veldkamp, 2001).

In this way, the first step was to produce and insert the pedoclimatic and pedological map characteristics into the LAPSUS model. Therefore, soil-related parameters (erodibility, soil depth, infiltration, evaporation) were specified and calibrated according the type of the soil, in addition for each possible land use class combination new weights and representativeness or influence of this category were assigned.

Discharge and erosion rates from the surrounding Minas Gerais region were used to calibrate the important *K-factors* and *P-factors* parameters, that represent the detachment/erosion and the sedimentation values, respectively. The calibration was iteratively adjusted with the data from the land uses configuration before the start of the mining process (1991), resulting in the first scenario, which was taken as reference and baseline for the others.

The used calibration erosion rate was around 12 ton ha⁻¹ year⁻¹, defined by a study performed by Rosa (2016) in an area that includes the current watershed, together with data on infiltration capacity, evaporation rates and all important input parameters (Bertolani and Vieira, 2001; Cecílio et al., 2004; Costenaro et al., 2009; Zonta et al., 2012; Borges, 2013; Almeida et al., 2014; Rodrigues, 2015).

3. RESULTS

According the behavior verified in this watershed, we can note a decrease of 12.8% of pasture areas from 1991 until 2016. However, even with this reduction, the use for pasture was responsible for almost half of the total soil occupation in both scenarios (see Figure 1 and Table 1). The initial vegetation class presented a decrease of 3.6% and the advanced vegetation an increase of 16.4% over 25 years.

Table 1: Change of land use and cover (%) in different scenarios tested in the study area.

LAND USE AND COVER	SCENARIOS				
	BASE	MIN	CUR	PAS	FOR
1-Pasture	59.51	43.26	46.73	46.06	43.26
2-Initial Vegetation	5.61	1.94	1.98	1.94	4.74
3-Advanced Vegetation	34.73	50.36	51.14	51.85	51.85
4-Water	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14
5-Mining (bare soil)	-	4.29	-	-	-

Where: BASE= baseline land use before the mining process (1991); MIN= land use with active mining areas 1992-2015; CUR= current land use (2016); PAS= Pasture cover scenario in the mined areas; FOR= Future scenario of improved forest restoration in the mined areas.

Regarding the soil redistribution rates under the different land uses and scenarios, there was a decrease of 45 % in the soil losses from 1991 to 2016 (see Table 2). This can be explained by the fact that there was a decrease of the pasture areas (12.8%) in this period besides an increase in forest areas.

This same pattern can be also verified in the study performed by Rosa (2016) in the same watershed, who found a decrease of 3% evaluating the erosion rates in a scenario where indeed pasture areas were substituted by forest areas. Moreover, when comparing the scenario where the mining areas with pasture under the same conditions as calibrated for the region (PAS), were substituted by initial vegetation coverage (FOR), there was observed a difference of 0.5 ton ha⁻¹ year⁻¹ in the soil losses due the change in the coverage. This suggests that the development of forest, even while in early successional stages, can better protect the soil and avoid the loss of high content of the soil by erosion.

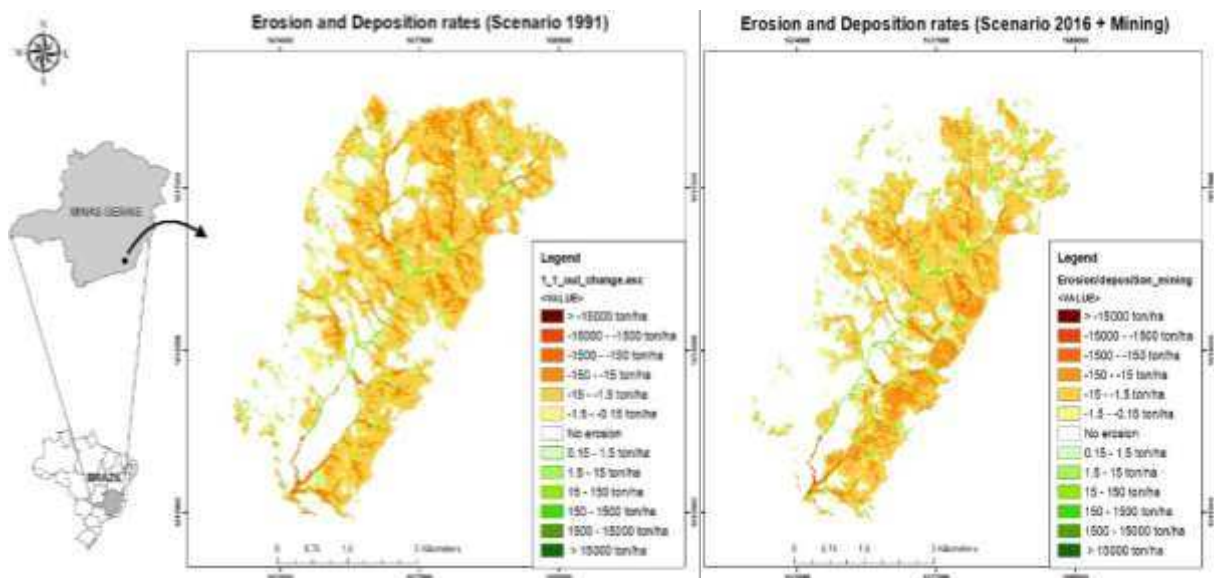
Table 2: Soil parameters estimated to each scenario tested in the study area.

Scenarios	Erosion rates	Deposition rates	Sediment Delivery ratio (SDR)
	----- (ton ha ⁻¹ year ⁻¹) -----		
BASE	12	1.09	0.91
MIN	9.3	0.96	0.90
CUR	6.6	0.79	0.89
PAS	6.5	0.82	0.89
FOR	6	0.74	0.89

Where: BASE= baseline land use before the mining process (1991); MIN= land use with active mining areas 1992-2015; CUR= current land use (2016); PAS= Pasture cover scenario in the mined areas; FOR= Future scenario of improved forest restoration in the mined areas.

According to the current scenario (2016) and the pasture scenario (PAS), we can verify an only slight decrease of the $0.1 \text{ ton ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ which demonstrates that this scenario was the one that most approached the current uses. It also evidences that most of the former mining areas were covered by pasture and that they are poorly managed.

When evaluating the mining scenario (MIN), which was a hypothetical situation, we can observe an increase of $2.7 \text{ ton ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in the amount of erosion rates in the area when compared with the current land use (CUR). The changes occurring in each scenario are visualized in the Figure 2, which demonstrates the spatial impact and influence for each situation according to the land uses, elevation and variables considered.



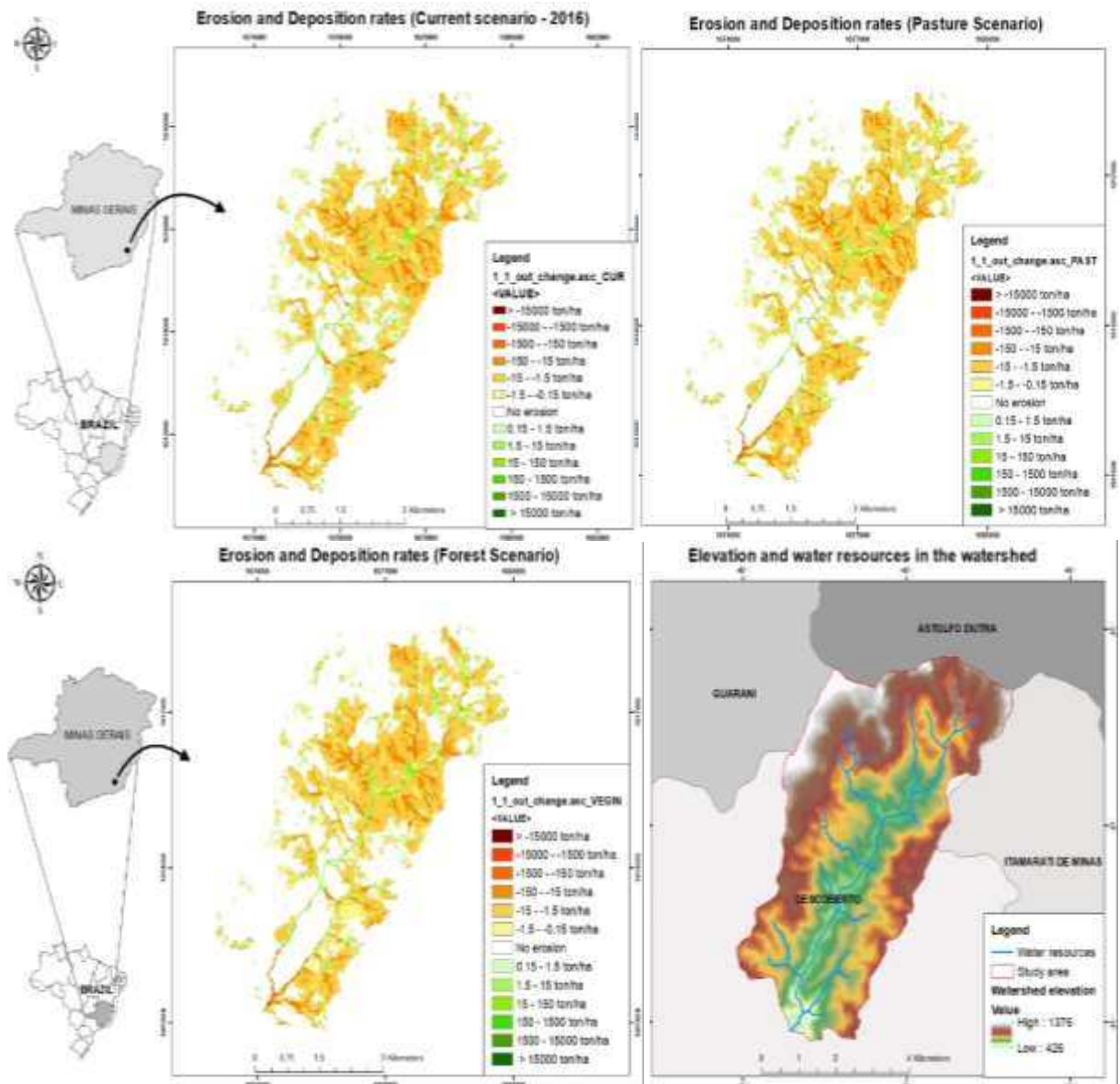


Figure 2: Elevation, erosion and re-sedimentation amount under the different scenarios evaluated.

The results produced can explain the whole behavior in the watershed, which presented a decrease of 29.12% in the maximum amounts of erosion rates from the BASE scenario for the MIN scenario and 43.9%, 44.1% and 47.9% for the CUR, PAS and FOR scenarios, respectively. This pattern also can be found in the waterflow, which had a decrease of 14.9% in the maximum values when comparing the BASE to MIN scenarios.

According the erosion rates throughout the area for the 10-year period, we can realize a clear trend to decrease the amounts along of time and in all scenarios tested. This behavior can

be considered normal because of improvement in the environmental stability and soil conditions.

When evaluating the off-site effects by zones from the mining areas, we can verify through the zonal statistics results, which there were a decrease of 21.6% in the erosion rates between the pasture zones in the Cambisols (from 14.96 to 11.72 ton ha⁻¹ yr⁻¹) and decrease of 36.2% (from 29.05 to 18.53 ton ha⁻¹ yr⁻¹) in the Ferralsols, when comparing the BASE scenario with the MIN one. In addition, there were verified some specific soil accumulation points, which were mostly found close to the channels in the valleys.

Moreover, were verified also some points with high erosion rates in “non mined” zones, which can confirm the influence of other elements and factors that operate in the landscape. Another off-site effect verified in this watershed, it was according the re-deposition of sediment, which presented decrease of 49.8% in the maximum amounts found from 1991 to 2016 when comparing the baseline scenario (BASE) with the mining scenario (MIN).

About the on-site effects in the mining areas, we can verify a considerable decrease in the resultant erosion rates when comparing the MIN scenario with the other scenarios. Moreover, we also confirmed the greater erosion susceptibility of the Cambisols and the possible influence of “external” agents over the soil dynamic.

4. DISCUSSION

The results demonstrate that there was a reduction of the pasture areas over the past 25 years at the benefit of the forest areas (manly advanced forest). This can be explained by the advances in the successional stages of the initial vegetation and the conversion or abandonment of pasture areas to forest, which can be result of the environmental incentives and environmental laws compliance by the farmers.

Regarding soil erosion dynamics, there was a clear trend in decreasing amounts of the erosion and deposition over the period evaluated, even when including the active mining.

Clearly, there is relation with the land use cover change, which helps to demonstrate the importance of the land uses (coverage) and its influence in the control of the erosion process as well as over the re-sedimentation amounts, as verified by Schoorl and Veldkamp, (2001) when comparing different scenarios and coverages in an area of Spain.

Moreover, when evaluating the mining scenario (hypothetical), we can realize that despite of greater amount in the erosion rates, the total mean erosion amounts were still less than those found in the scenario before the mining process started (BASE). However, when analyzing the increase in the erosion rates with the addition of the mining areas in the current scenario, we should consider that in this scenario (mining), all areas were actively mined at the same time (exposed soil), which doesn't correspond to the actual situation (areas explored in different periods). Thus, it overestimates the real values, which are probably minor than those amounts found.

In addition, according the mining company (CBA-Votorantim), the beginning of the restoration process (soil fertilization; use of the different techniques to accelerate the ecological process; planting of seedlings; among others), it was started always directly after the end of the exploitation. Consequently, the time that the soil remains uncovered is relatively short.

Taken into account the results generated in the pasture scenario when comparing with the current scenario, we can say that the similarity between these values can be related to the fact that the farmers aren't performing optimal conservation techniques in these areas. This is, despite the established guidelines between the mining company and farmers in order to restore these areas, the rules not always are observed by farmers, which use these areas even before they are completely stabilized.

This process is taken into account the environmental body requirements and owner demand, which can choose the coverage that will be used to restore the area. Consequently, the mining company, through use of different techniques, start the restoration process.

About the on-site and off-site effects from the mining areas over the watershed, we can realize certain trend to stabilize the net erosion amounts along of 10 years predicted, besides decrease in the erosion rates by zones, which was greater to Cambisols (greater erosion susceptibility) and presented also some points with soil loss rates similar to those verified in mining areas. It demonstrated the equal importance of the other agents that influence the erosion process and that also can to cause high rates of soil loss.

5. CONCLUSIONS

In this study we demonstrate that in the general context (landscape scale), the pasture areas (non mined), which cover most of the watershed, are the main sedimentation yield agent. It when evaluating its range, erosion potential and frequency of soil losses in the area.

This behavior is different from those found in mined areas because the techniques used by company directly after the exploitation process reduce or prevent soil losses in greater amounts. In addition, with the decrease of the erosion rates along of the evaluated years and respective increase in the vegetal cover, it allows us to conclude that the current trend shows environmental benefits for soil conservation and forest restoration.

The modelling adjusted presented good results and produced important information about the dynamic of the erosion process in different scenarios and directions that are present and can be used in the restoration process. Moreover, this results can be used to plan future activities and to make decision towards environmental sustainability, management and soil conservation.

On this way, it can be applied to increase the farms yield and identify priority areas to perform activities and control the erosion process. In addition, this results also can be used to define and plan the ideal restoration techniques to be used in each area according the conditions found.

6. ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES) for the PhD fellowship to D. Balestrin and Brazilian Company of Aluminum (CBA-Votorantim) for the financial support of this research.

REFERENCES

- ABAL – Associação Brasileira do Alumínio, 2017. Bauxita no Brasil: Mineração responsável e competitividade. http://www.abal.org.br/downloads/ABAL_Relatorio_Bauxita_2017_1.pdf (Accessed 04 January 2018).
- Almeida, A.Q. de, Ribeiro, A., Rody, Y.P., Silva, W.C.M. da, Leite, F.P., 2014. Modeling of water infiltration in soil cultivated with eucalyptus and pasture. *Revista Caatinga*. 27, 148-153. [online] URL: https://periodicos.ufersa.edu.br/index.php/caatinga/article/view/2631/pdf_97
- Barreto, L., Schoorl, J.M., Kok, K., Veldkamp, T., Hass, A., 2013. Modelling potential landscape sediment delivery due to projected soybean expansion: A scenario study of the Balsas sub-basin, Cerrado, Maranhão state, Brazil. *Journal of Environmental Management*. 115, 270-277. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.11.017>
- Barros, D.A., Guimarães, J. C. C., Pereira, J. A. A., Borges, L. A. C., Silva, R. A., Pereira, A. A. S., 2012. Characterization of the bauxite mining of the Poços de Caldas alkaline massif and its socio-environmental impacts. *Revista Escola de Minas*. 65, 127-133. <http://dx.doi.org/10.1590/S0370-44672012000100018>
- Benini, L., Bandini, V., Marazza, D., Contin, A., 2010. Assessment of land use changes through an indicator-based approach: a case study from the Lamone river basin in northern Italy. *Ecological Indicators*. 10, 4–14. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.03.016>
- Bertolani, F.C., Vieira, S.R., 2001 Spatial variability of soil water infiltration rate and A horizon thickness in a Red-Yellow Podzolic soil under different uses. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 25, 987-995. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832001000400021>
- Beskow, S., Mello, C.R., Norton, L.D., Curi, N., Viola, M.R., Avanzi, J.C., 2009. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. *Catena*. 79, 49–59. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.05.010>
- Borges, S.R., 2013. Qualidade do solo em áreas em recuperação com forrageiras e cafeeiro pós-mineração de bauxita. Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de “*Doctor Scientiae*”. UFV, 124p. (Unpublished manuscript)
- Brandão, V. dos S., Silva, D.D. da, Ruiz, H.A., Pruski, F.F., Shaefer, C.E.G.R., Martinez, M.A., Menezes, S.J.M. da C., 2006. Resistência hidráulica da crosta formada em solos submetidos a

chuvas simuladas. *Revista Brasileira Ciência do Solo*. 30, 13-22. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832006000100002>

Bronick, C.J., Lal, R., 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma*. 124, 3–22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>

Buis, E., Temme, A.J.A.M., Veldkamp, A., Boeken, B., Jongmans, A.G., van Breemen, N., Schoorl, J.M. 2010. Shrub mound formation and stability on semi-arid slopes in the Northern Negev Desert of Israel: A field and simulation study. *Geoderma*. 156, 363-371. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.03.005>

Buis, E., Veldkamp, A. 2008. Modelling dynamic water redistribution patterns in arid catchments in the Negev Desert of Israel. *Earth Surface Processes and Landforms*. 33, 107–122. <http://dx.doi.org/10.1002/esp.1531>

Cecílio, R.A., Rodriguez, R.G., Baena, L.G.N., Oliveira, F.G., Pruski, F.F., Stephan, A.M., Silva, J.M.A., 2004. Analysis of the rusle and wepp models for a small watershed located in Viçosa, Minas Gerais state, Brazil. ISCO 2004 - 13th International Soil Conservation Organisation Conference – Brisbane, July 2004 Conserving Soil and Water for Society: Sharing Solutions. [online] URL: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.530.2781andrep=rep1andtype=pdf>

Claessens, L., Schoorl, J.M., Veldkamp, A., 2007. Modelling the location of shallow landslides and their effects on landscape dynamics in large watersheds: an application for northern New Zealand. *Geomorphology*. 87, 16–27. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.06.039>

Claessens, L., Schoorl, J.M., Verburg, P.H., Geraedts, L. and Veldkamp, A., 2009. Modelling interactions and feedback mechanisms between land use change and landscape processes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 129, 157-170. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.08.008>

Costenaro, C.T., Maffia, V.P., Dias, H.C.T., 2009. Capacidade de Infiltração de água no solo em um fragmento de Mata Atlântica no município de Viçosa, MG. *Anais II Seminário de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul: Recuperação de Áreas Degradadas, Serviços Ambientais e Sustentabilidade*. Taubaté, Brasil, 149-156. <https://doi.org/10.4136/serhidro.20>

De Sy, V., Schoorl, J.M., Keesstra, S.D., Jones, K.E., Claessens, L., 2013. Landslide model performance in a high-resolution small-scale landscape. *Geomorphology*. 190, 73-81. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.02.012>

Debolini, M., Schoorl, J.M., Temme, A., Galli, M., Bonari, E., 2015. Changes in agricultural land use affecting future soil redistribution patterns: a case study in southern Tuscany (Italy). *Land Degradation and Development*. 26, 574-586. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.2217>

DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral, 2017. Informe Mineral: Janeiro-Junho de 2017. 15p. http://www.anm.gov.br/dnpm/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/informe-mineral/publicacoes-nacionais/informe_mineral_1_2017 (Accessed: 07

February 2018).

Dornelas, M., Moonen, C., Magurram, A.E., Barberi, P., 2009. Species abundance distributions reveal environmental heterogeneity in modified landscapes. *Journal of Applied Ecology*. 46, 666–672. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01640.x>

Foster, G.R., Meyer, L.D., 1972. A closed-form soil erosion equation for upland areas. In *Sedimentation: symposium to honour professor H.A. Einstein*, Shen H.W. (Ed.) Colorado State University: Fort Collins, Colorado. 12–19.

Foster, G.R., Meyer, L.D., 1975. Mathematical simulation of upland erosion by fundamental erosion mechanics. In: *Present and perspective technology for predicting sediment yields and sources*. Proceedings Sediment Yield Workshop, Oxford 1972. Anonymous (ed). United States Department of Agriculture: Washington D.C. 190–207.

Guimarães, J.C.C., Chagas, J.M., Campos, C.C.F., Alecrim, E.F., Machado, E.S., 2012. Avaliação dos aspectos e impactos ambientais decorrentes da mineração de bauxita no sul de Minas Gerais. *Enciclopédia Biosfera*. 8, 321-333. [online] URL: <http://www.conhecer.org.br/enciclop/2012b/ciencias%20agrarias/avaliacao%20dos%20aspectos.pdf>.

Henriques, A.B., Porto, M.F. de S., 2015. Mineração, agricultura familiar e saúde coletiva: um estudo de caso na região de Itamarati de Minas-MG. *Revista de Saúde Coletiva*, Rio de Janeiro. 25, 1361-1382. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-73312015000400016>

Hersperger, A.M., Gennaio, M-P., Verburg, P.H., Bürgi, M., 2010. Linking Land Change with Driving Forces and Actors: Four Conceptual Models. *Ecology and Society*. 15, 1. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss4/art1/>

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. 2ª ed. Manuais Técnicos em Geociências. Rio de Janeiro, 271p. [online] URL: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>

IBRAM – Instituto Brasileiro de Mineração, 2015. Informações sobre a economia mineral Brasileira 2015. <http://www.ibram.org.br/> (Accessed 05 October 2016).

[dataset] INMET – Instituto Nacional de Meteorologia, 2017. <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep> (Accessed 04 September 2017).

IUSS Working Group WRB, 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.

Kirkby, M.J., 1971. Hillslope process-response models based on the continuity equation. In: *Slopes, forms and processes*. Inst. Of Brit Geographers, Spec. Pub, Brunsdon D. (Ed.); Institute of British Geographers, Special Publication no. 3: London. 15–30.

Kirkby, M.J., 1987. Modelling some influences of soil erosion, landslides and valley gradient on drainage density and hollow development. *Catena supplement*. 10, 1–44. [online]

URL: https://www.researchgate.net/publication/291826087_Modelling_some_influences_of_soil_erosion_landslides_and_valley_gradient_on_drainage_density_and_hollow_development

Köppen, W., 1948. Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra. Fondo de Cultura Económica. México. 479p.

Lesschen, J.P., Schoorl, J.M., Cammeraat, L.H., 2009. Modelling runoff and erosion for a semi-arid catchment using a multi-scale approach based on hydrological connectivity. *Geomorphology*. 109, 174–183. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.02.030>

Lopes, R.F., Branquinho, J.A., 1988. Jazidas de Bauxita da Zona da Mata de Minas Gerais. In: Schoblenhaus, C., Coelho, E.S. (coordenação). Principais Depósitos Minerais do Brasil, v.3. Brasília: DNPM. 656-661.

Marturano, E.S., 2012. Mineração na Amazônia e impactos na nascente da Micro Bacia do Rio água boa em Juruti. *Revista geonorte, Edição Especial*. 3, 1093-1104. [online] URL: <http://periodicos.ufam.edu.br/revista-geonorte/article/view/2008>

Moreira, P.R., 2004. Manejo do solo e recomposição da vegetação com vistas a recuperação de áreas degradadas pela extração de bauxita, Poços de Caldas, MG. Tese apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, para obtenção do título de “*Doctor Scientiae*”. Rio Claro, 139p. (Unpublished manuscript)

Mueller, E.N., Francke, T., Batalla, R.J., Bronstert, A., 2009. Modelling the effects of land-use change on runoff and sediment yield for a mesoscale catchment in the Southern Pyrenees. *Catena*. 79, 288–296. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.06.007>

Rodrigues, E.L., Elmiro, M.A.T., Jacobi, C.M., Lamounier, W.L., 2015. Application of SWAT Model in the evaluation of water consumption in planted forest areas in Pará river basin, Upper São Francisco, in Minas Gerais. *Sociedade & Natureza*. 27, 485-500. <http://dx.doi.org/10.1590/1982-451320150309>

Rosa, D.R.Q., 2016. Modelagem hidrossedimentológica na bacia hidrográfica do rio pomba utilizando o SWAT. Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de “*Doctor Scientiae*”. UFV, 104p. (Unpublished manuscript)

Rossi, L.M.W., Rapidel, B., Roupsard, O., Villatoro-sánchez, M., Mao, Z., Nespoulous, J., Perez, J., Prieto, I., Roumet, C., Metselaar, K., Schoorl, J.M., Claessens, L., Stokes, A., 2017. Sensitivity of the landslide model LAPSUS_LS to vegetation and soil parameters. *Ecological Engineering*. 109, 249-255. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.08.010>

Schoorl, J.M., Boix, F.C, de Meijer, R.J., van der Graaff, E.R., Veldkamp, A., 2004. The 137Cs technique applied to steep Mediterranean slopes (part II): landscape evolution and model calibration. *Catena*. 57, 35–54. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2003.08.002>

Schoorl, J.M. and Veldkamp, A., 2001. Linking land use and landscape process modelling: a case study for the Alora region (South Spain). *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 85, 281-292. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00194-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00194-3)

Schoorl, J.M., Claessens, L., Ulloa, M.L., de Koning, G.H.J., Veldkamp, A., 2006. Geomorphological analysis and scenario modelling in the Noboa – Pajan Area, Manabi Province, Ecuador. *Zeitschrift für Geomorphologie Supplementband*. 145, 105–118. [online] URL: <https://www.researchgate.net/publication/40111198>

Schoorl, J.M., Sonneveld, M.P.W., Veldkamp, A., 2000. Three-dimensional landscape process modelling: the effect of DEM resolution. *Earth Surface Processes and Landforms*. 25, 1025–1034. [http://dx.doi.org/10.1002/1096-9837\(200008\)25:9<1025::AID-ESP116>3.0.CO;2-Z](http://dx.doi.org/10.1002/1096-9837(200008)25:9<1025::AID-ESP116>3.0.CO;2-Z)

Schoorl, J.M., Veldkamp, A., Bouma, J., 2002. Modeling water and soil redistribution in a dynamic landscape context. *Soil Science Society of American Journal*. 66, 1610–1619. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1610>

Schoorl, J.M., Veldkamp, A., 2001. Linking land use and landscape process modelling: a case study for the Alora region (south Spain). *Agriculture Ecosystems and Environment*. 85, 281-292. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00194-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00194-3)

Schulp, C.J.E., Verburg, P.H., 2009. Effect of land use history and site factors on spatial variation of soil organic carbon across a physiographic region. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 133, 86–97. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.05.005>

Sheoran, V., Sheoran, A.S., Poonia, P., 2010. Soil Reclamation of Abandoned Mine Land by Revegetation: A Review. *International Journal of Soil, Sediment and Water*. 3, 20. [online] URL: <https://scholarworks.umass.edu/intljssw/vol3/iss2/13>

Silva, J.P.S., 2007. Impactos ambientais causados por mineração. *Revista espaço da sophia*, nº 08, 13p. [online] URL: <http://www.registro.unesp.br/sites/museu/basededados/arquivos/00000429.pdf>

Temme, A.J.A.M., Baartman, J.E.M., Schoorl, J.M., 2009. Can uncertain landscape evolution models discriminate between landscape responses to stable and changing future climate? A millennial-scale test. *Global and Planetary Change*. 69, 48–58. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2009.08.001>

Temme, A.J.A.M., Schoorl, J.M., Veldkamp, A., 2006. Algorithm for dealing with depressions in dynamic landscape evolution models. *Computers and Geosciences*. 32, 452–461. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2005.08.001>

[dataset] UFV - CETEC - UFLA – FEAM, 2010. Mapa de solos do Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte, Fundação Estadual do Meio Ambiente, 49p. <http://www.feam.br/noticias/1/949-mapas-de-solo-do-estado-de-minas-gerais> (Accessed 13 June 2017).

[dataset] USGS – U.S. Geological Survey). Shuttle Radar Topography Mission (SRTM). <https://lta.cr.usgs.gov/SRTM> (Accessed 12 October 2016).

van Gorp, W., Temme, A.J.A.M., Baartman, J.E.M., Schoorl, J.M., 2014. Landscape Evolution Modelling of naturally dammed rivers. *Earth Surface Processes and Landforms*. 39, 1587-1600. <http://dx.doi.org/10.1002/esp.3547>

Veloso, H.P., Rangel Filho, A.L.R., Lima, J.C.A., 1991. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Rio de Janeiro. 117p. [online] URL: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/monografias/GEBIS%20-%20RJ/classificacaovegetal.pdf>

Zonta; J.H., Martinez, M.A., Pruski, F.F., Silva, D.D. da, Santos M.R. dos, 2012. Efeito da Aplicação Sucessiva de Precipitações pluviais com Diferentes Perfis na Taxa de Infiltração de Água no Solo. *Revista Brasileira Ciência do Solo*. 36, 377-388. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832012000200007>

5. ARTIGO 4 - SOIL MODELLING TO EVALUATE THE MINING INFLUENCE UNDER A WATERSHED LOCATED IN MINAS GERAIS-BRAZIL

ABSTRACT: This study was carried out in a small watershed under influence of the bauxite exploitation located in São Sebastião da Vargem Alegre, Minas Gerais-Brazil. In this area erosion modelling was performed through LAPSUS modeling to evaluate the effect of sediment yield under different soil uses and compare them. As result, it was verified a reduction of the 12.3 ton.ha⁻¹.year⁻¹ in the soil loss from 2007 (before mining) to 2016 (atual situation with mining) in the study area. Moreover, it was observed an increase of the 6.8 ton.ha⁻¹.year⁻¹ in the current scenario when considered the mining areas in a hypothetical scenario where all areas were mined in the same time (bare soil). However, even with this last condiction, the amounts estimated were lower than those verified in the previous scenario to mining exploitation (reference), which allows us to say that there were environmental gains along of evaluated period. Thus, we can conclude that this watershed has reduced the soil losses by erosion along of the evaluated period and the restoration and rehabilitation of the mining areas has an positive effect under the erosion control.

Keywords: Erosion; mining areas; restoration, degraded areas.

1.INTRODUTION

Brazil has an important position in the production and exploitation of mineral reserves that exist within its territory. Not only it generates important revenues for the country, but also provides employment for the communities around the mining area and promotes the regional development. In this sense, the Southeast of Brazil, more specifically the state of Minas Gerais, concentrates the most of the country's jobs related to the mining sector (31.9%). Besides, it has

the largest revenues of Financial Compensation for the Exploitation of Resources (CFEM), with a percentage of 46.8% (DNPM, 2015).

However, along with these advantages, the mineral exploitation generates some changes on the environment, as mentioned by Moreira (2004); Silva (2007); Sheoran, Sheoran & Poonia (2010); Barros et al., (2012); Guimarães et al., (2012); Marturano (2012); Henriques et al., (2015), even when these activities does not take larger territorial ranges (Reis, 2006), as is the case of the bauxite exploitation evaluated in this study.

In this sense, the landscape changes can impact the biodiversity (Dornelas et al., 2009), the soil carbon stock (Schulp & Verburg, 2009), soil properties (Bronick & Lal, 2005), hydrological balance (Benini et al., 2010), the runoff and sediment yield (Mueller et al., 2009), among others. It happens because the landscape is subject to several dynamics driven by uses, influences, relations between the internal and external agents (Schoorl et al., 2006), which are strictly interconnected each other and define the environment resilience capacity (de Groot, 2006).

Thus, is necessary to define the best way to restore these areas and reduce the negative effects generated. In this sense, the evaluation of the erosion and deposition process in mined areas are an important tools and the basis to define critics areas that needs support to restore their ecological functions.

However, to identify these transformations in the landscape level is necessary to analyze the land-use and cover changes besides the driving forces that cause these changes (Hersperger et al., 2010). Nevertheless, by the complexity, connection, constantly changing and the fact that the landscape not be a static system, it is difficult to have accurate evaluations about certain environmental parameters.

Therefore, the modeling and monitoring of the landscape dynamic to find estimates of the erosion and know about the behavior and trend on system, it is an important way to become

more efficient the activities developed on area (Debolini, et al. 2015). Thus, some models were made to modeling hydrological and erosion processes, can be applied to several studies and situations.

The landscape process modelling at multi-dimensions and scales (LAPSUS), developed by Schoorl et al., (2000; 2002) have been used to modelling different situations, for example: water erosion (Schoorl et al., 2000; 2002), tillage (Schoorl et al., 2004; 2006), filling of sinks (Temme et al., 2006), landslides (Claessens et al., 2007), water redistribution patterns in arid catchments (Buis & Veldkamp, 2008), weathering and solifluction (Temme et al., 2009), and connectivity (Lesschen et al., 2009).

We used landscape processes model LAPSUS 5.0 to simulate the influence of the mining areas under a watershed in different scenarios based on water and sediment redistribution and the different ways to restore these areas (according to local reality). For it, the LAPSUS version used integrated the hydrologic, erosional, climatic, geographic and coverage aspects of the study region.

Thus, the objective of this paper was develop an approach to evaluate the influence of the mining areas under different land uses scenarios and estimate the amount of erosion and deposition rates in each one through LAPSUS modelling aiming at social and environmental sustainability.

2.MATERIAL AND METHODS

2.1 Characterization of the study area

The study area is located in a watershed under influence of the bauxite mining by Brazilian Company of Aluminum (CBA-Votorantim) in São Sebastião da Vargem Alegre municipality, Minas Gerais-Brazil (Figure 1). The mining process in the region began in 2007, and after the mining process, have been and are being developed/applied different techniques to restore these areas.

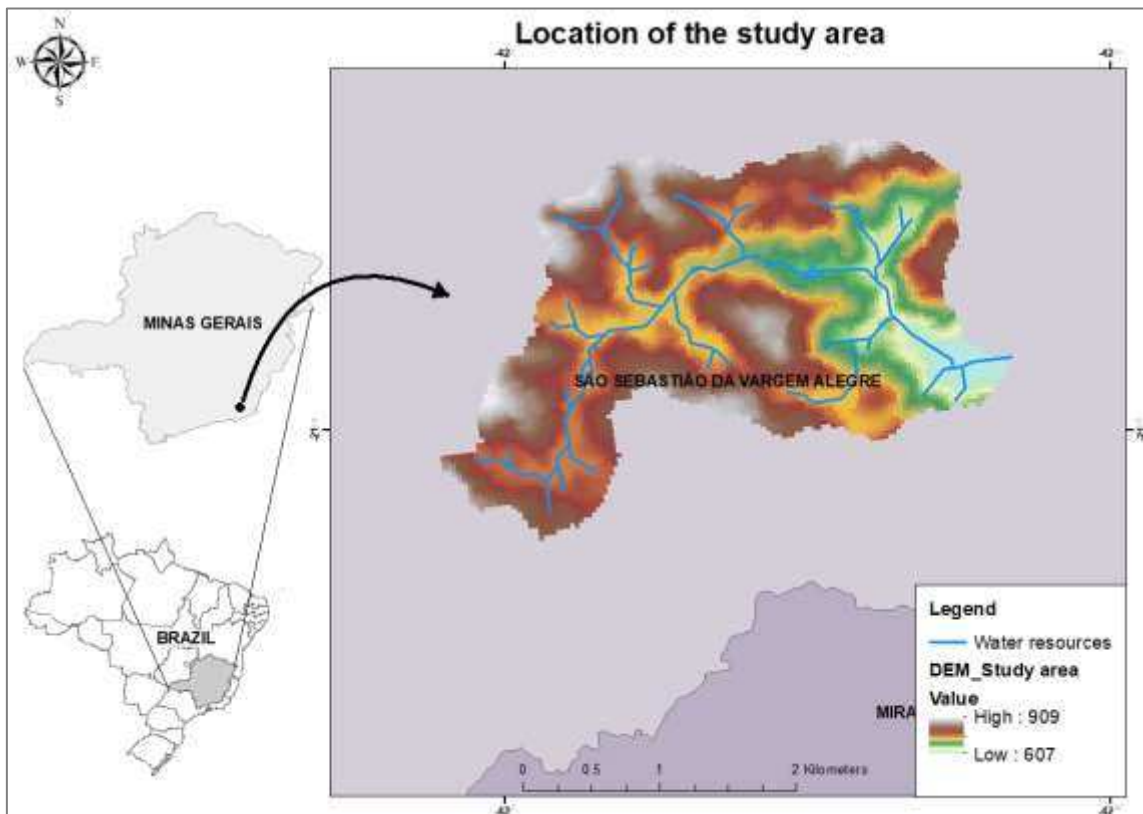


Figure 1: Location of the study area in state of Minas Gerais-Brazil.

The watershed has 5.71 km², and elevation from 608 m to 909 m according data from NASA-Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), with 30m of resolution (USGS, 2000). According to (UFV et al., 2010) and FAO (2001), the soils of the study area are classified as Red-Yellow Latosols (Ferralsols), being the landscape composed of the native patches, forest plantations (mainly *eucalyptus sp.*), pastures, tillage, while the areas in restoration process are at different stages of development and ages.

Regarding the climatic classification, the region is classified as Aw, tropical with dry winter (Köppen, 1948). The annual average rainfall is higher than 750 mm, with peaks until 1800 mm and rainy season from November to April and dries from May to October (Antunes, 1986), while the vegetation in region is classified as Semi-Deciduous Seasonal Forest and located in the Atlantic Forest (Veloso et al., 1991; IBGE, 2012).

2.2 Database used

The environmental variables data used in this study (rainfall, temperature and evaporation), were taken from National Institute of Meteorology (INMET), through historical series from 2006 to 2016. In addition, the Digital Elevation Model (DEM) used in this study it was taken from NASA (USGS, 2000), which was removed the sinks and possible imperfections.

To evaluate the land change uses in the watershed before and after the mining company establishment, spatial images of 2007 and 2016 were taken from National Institute of Space Research (INPE) and European Space Agency (ESA), respectively. The images were got from TM/Landsat5 and MSI/Sentinel-2 satellites, with 30 m and 10 meters of resolution respectively, which were standardized to 30 m for the modeling.

The projection system used as basis for the image georeferencing was the Transversal Universal de Mercator (UTM), with standardized plane coordinates for the SIRGAS 2000 Datum, zone 23S. Prior to the classification process, the geometric correction of the images through the selection of terrestrial control points (TCP's) was done, as well as generated the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) to highlight the existing vegetation (equation 1).

$$\text{Equation 1: } NDVI = \frac{\rho NIR - \rho red}{\rho NIR + \rho red}$$

Where: ρ NIR= near-infrared band; ρ red= red band

In addition, the colored composition of the bands 3(B), NDVI(G), 5(R) was done, generating a multispectral image containing the near infrared region to better identify the vegetal classes.

2.3 Scenarios tested

In order to analyze the land changes occurred in lasts years and the dynamic of the erosion and deposition process in these areas in function of mining process, four different scenarios were tested. The first scenario was taken into account the uses before the mining

process in 2007 (BASE); the second one the current land uses in 2016 (CUR) the third was assumed the current land uses in 2016 add the bare soil to all mined areas from 2007 until 2016 (MIN), and finally the fourth scenario assuming a “future restoration” by pasture and native forest (RES).

The last scenario (restored condition), was defined according to verified before of the exploitation process and also taking into account the current characteristics of these areas (if already applied some restoration technique and its restoration stage). Thus, it scenario presented the possible situation predicted to each mining area after of the restoration process.

2.4 Image classification process and modelling

Sampling areas were defined and the images were classified by maximum likelihood classification (MAXVER) through ArcGis 10.2® software and subsequent classification in four distinct classes (taken into account the resolution limits): Pasture, Early Forest, Advanced Forest and Water.

The land use to each scenario was used as input on Landscape Process Modeling at Multi dimensions and scales (LAPSUS) to generation of results to each scenario evaluated. This model applies sediment transport equations according Kirkby (1971, 1987) and Foster & Meyer (1972, 1975) and calculate the sediment transport using multiple flow gradients and discharges.

Moreover, this model uses the DEM and discharge as the driving force behind geomorphic processes (Schoorl et al., 2000, 2002), while simulates the erosion and deposition in different scales in function of rainfall, slope, soil properties and uses (Schoorl & Veldkamp, 2001).

In this way, the first step was produce and then insert the pedoclimatic and pedological maps characteristics into the LAPSUS model to analyze the future soil redistribution patterns (erosion and deposition). It process serves to evaluate the evolution of the landscape, taking into account the land changes use, along of a determined time.

In addition, soil-related parameters (erodibility, soil depth, infiltration, evaporation) were specified and calibrated according the type of the soil, besides of be given new weights depending of the land use and representativeness or influence of this category for the process analyzed. In sequence, it was generated a model of soil redistribution that calculated the amount of erosion and sedimentation in each cell and for the whole catchment evaluated.

Discharge and erosion rates from region were used to calibrate de parameters assumed (K-factors and P-factors), that represent the detachment/erosion and the sedimentation values, respectively. The calibration was adjusted under the data from the current land use (2016), which was taken as reference for the others.

Thus, was used the erosion rate of the $19 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$ as reference in calibration process. This value was defined with base in the study performed by Borges (2013) in the same watershed under areas already mined, and Bono et al. (1996) in surrounding areas that, together infiltration capacity, evaporation rates, among others got by Bertolani & Vieira (2001); Cecílio, Pruski, Stephan (2004); Brandão et al. (2006); Zonta et al. (2012); Costenaro, Maffia & Dias (2009); Rodrigues (2013); Almeida et al. (2014); Rodrigues (2015), served as basis to calibration process in this study.

As result, the erosion rates to each scenario tested were produced, generating the amounts and dynamic of the soil loss, besides to generated maps of the water and soil behavior for the entire watershed evaluated.

3. RESULTS

According the behavior verified in this watershed, we can note a decrease of 1.8% of pasture areas from 2007 until 2016, however, even with this reduction, this use was responsible by the higher percentage of the soil occupation (more than 61%), in both scenarios (see Figure 2 and Table 1). This pattern was also verified to the class of initial vegetation, which presented a decrease of the 1.1% along of the 9 years evaluated.

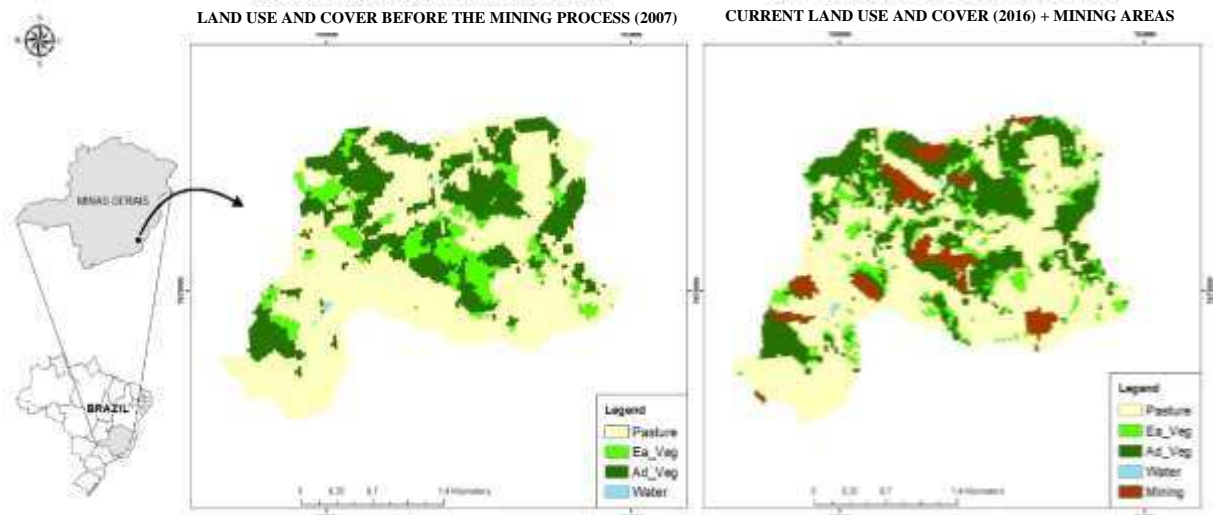


Figure 2: Variation of land use and cover along of 9 years in the study area.

Where: Pasture= Pasture areas; Ea_Veg= Early vegetation; Ad_Veg=Advanced vegetation; Water= hydric resources; Mining= mining areas.

In other way, was verified an increase of the 3%, in the amount of vegetation in stage more advanced of restauration/conservation in this same period, which can be explained by the successional advance of the early vegetation and/or the increase of the forest plantations (manly *eucalyptus sp.*) in this region. The total amount in percentage of the occupation for each land use and coverage scenarios tested are presented in the Table 1 below.

Table 1: Land change uses (%) in different scenarios tested in the study area.

LAND USE AND COVER	SCENARIOS				
	BASE	MIN	CUR	USES_RES	RES
1-Pasture	63,3	57,1	61,5	1-Pasture	57,1
2-Veg.Initial	9,9	8,6	8,8	2- Pasture restored	2,9
3-Veg.Advanced	26,4	26,8	29,4	3-Veg.Initial	9,6
4-Water	0,1	0,2	0,2	4-Veg.Advanced	30
5-Mining (bare soil)	-	7,1	-	5-Water	0,2

Where: BASE= baseline land use before the mining process (2007); MIN= land use with active mining areas 2007-2015; CUR= current land use (2016); USES_RES= Land uses and coverage in restored scenario; RES= Land use after the restoration process (hypothetical).

Regarding the erosion rates under the different land uses and scenarios, was observed that there was a decrease of the 12.3 ton. ha⁻¹. yr⁻¹ (39.3%) in the soil losses from 2007 to 2016

(see Table 2). It can be explained by the fact that there was a reduction of the pasture area (1.8%) in this period besides an increase in forest areas.

This same pattern can be also verified in the study performed by Rosa (2016) in the watershed, which found a decrease of 3% when evaluated the erosion rates in a scenario where was substituted pasture areas by forest areas. Moreover, when evaluated the current scenario (CUR) with that one where was inserted the mining areas under the current scenario (MIN), we can observe an increase of the 6.8 ton. ha⁻¹. yr⁻¹ in the amount of erosion rates in the area (see Figure 3 and Table 2).

However, in this scenario was taken into account that all areas were mined in the same time (bare soil), which does not correspond to the occurred situation (different periods of the exploitation) and overestimates the real values, which most likely is lower.

Moreover, when compared the scenario where the mining areas were substituted by restored pasture and native forests (RES), it was observed an difference of the 7.9 ton.ha⁻¹.year⁻¹ (see Table 2) in the soil losses due the change in the coverage. It because the forest formations and well conserved pastures can better protect the soil and avoid the loss of high content of the soil by erosion.

Table 2: Soil parameters estimated to each scenario tested in the study area.

Scenarios	Erosion rates	Deposition rates	Sediment Delivery ratio (SDR)
	----- (ton.ha ⁻¹ .year ⁻¹) -----		
BASE	31.3	2.86	0.91
MIN	25.8	3.59	0.87
CUR	19	3.05	0.86
RES	17.9	2.84	0.85

According the SDR values found in this study, we can say that them were similar to those found by Beskow et al. (2009) in a surrounding area, which presented average of sediment transport of the 0.813 ton. ha⁻¹. yr⁻¹.

In addition, it was verified a decrease of the 1.1 ton.ha⁻¹.year⁻¹ when compared the current scenario (CUR) with the restored scenario, which reflects that these areas are not totally restored yet.

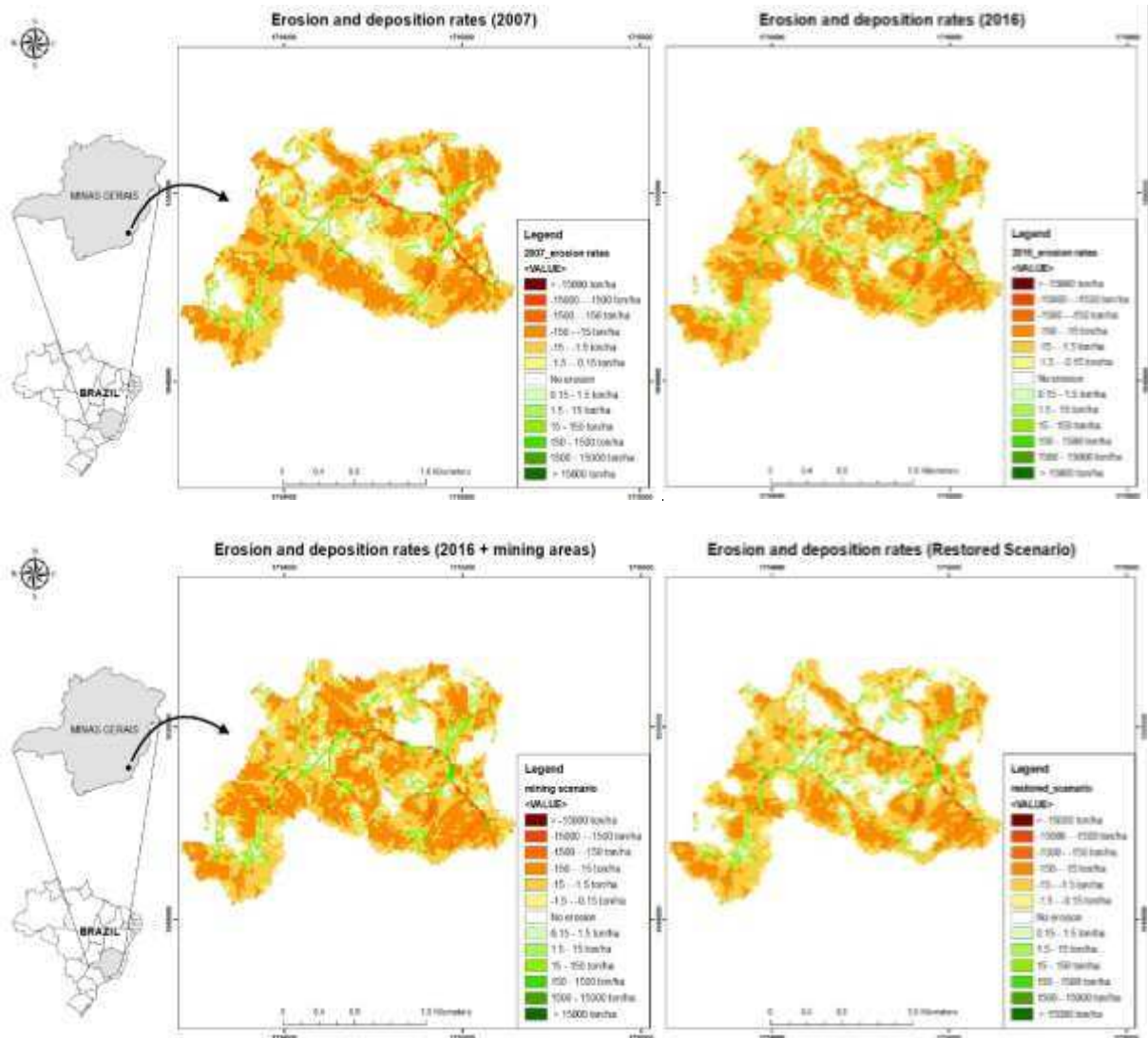


Figure 3: Erosion and sedimentation amount under the different scenarios evaluated.

When evaluating the off-site effects by zones from the mining areas, we can verify through the zonal statistics results, which there were a decrease of the erosion rates in the pasture zones (from 42.9 to 27 ton ha⁻¹ yr⁻¹), when comparing the BASE scenario with the MIN one, respectively. It allows us to conclude that, despite of the erosion amounts was considered high in both conditions, there was an improvement in the conservation practices along of the evaluated period.

In addition, when evaluating the MIN scenario with the RES one, we verified an erosion decrease of 5.97 ton ha⁻¹ yr⁻¹ (from 27 to 21.03 ton ha⁻¹ yr⁻¹) in the pasture areas after the improvement in the pasture conditions by the restoration process. This pattern can also be verified in the mined areas, which presented the greater decreases in the erosion amounts and even sediment deposition in some areas in the restored scenario (RES).

4. DISCUSSION

The results demonstrated that there was a reduction of the pasture areas along of the years in this watershed, which was followed by the increase of the forest areas (manly advanced forest). It can be explained by the advance in the successional stages of the vegetation and the conversion of the new areas to forest.

Regarding to soil dynamics, there was a trend in decrease the amounts of the erosion and deposition along of the time, which can be verified through the comparison between the scenarios generate to 2007 and 2016. Besides, it is related with the land use and coverage, which helps to demonstrate the importance of the soil coverage and its influence in the control of the erosion process.

Moreover, when evaluated the mining scenario and its influence under the erosion process, we can realize that despite of high amount in the erosion rates in the mining scenario (due the bare soil), the erosion amounts were less than those found in the scenario before the mining process (2007). It can be explained by the greater amounts of the pasture areas and smaller proportions of the forest areas in the first scenario (BASE).

However, when analyzed the increase in the erosion rates with the addition of the mining areas in the current scenario, we should consider that in this scenario (mining), it was taken into account that all areas were mined in the same time (bare soil), which don't correspond to the occurred situation (that was done in different periods), that is, it is a hypothetical scenario. Thus, it overestimates the real values, which are probably minor than those amounts found.

In addition, the beginning of the restoration process (soil fertilization; use of the different techniques to accelerate the ecological process; planting of seedlings; among others), it was started quickly after the exploitation, that is, the time that the soil remains uncovered is short.

Taken into account the results generated in the restored scenario when compared with the current scenario, we can realize any similarity between the values found. It can be related with the fact that the area is evolving toward the restoration process, but in the same time it is still necessary to monitor and follow up on the application of the restoration techniques because the erosion amounts are still greater than the “restored scenario” predicted.

Moreover, we also can verify the importance of the restoration of the degraded areas in face of the reduction of the erosion process, which was confirmed through of the lower amounts of the soil loss in the restored scenario.

According the off-site effects, we observed some specific soil accumulation points, which were mostly found close to the channels in the valleys and “non mined” zones, which can confirm the influence of other elements and factors that operate in the landscape.

In addition, the on-site effects in the mining areas presented a considerable decrease in the resultant erosion rates when comparing with the calibrated value, which was based in the study carried out by Borges (2013). It allows us to confirm the benefits of the restoration over the mining areas, which, when well used the techniques and applied the methodologies to improve the ecological gains, can produce good results and become sustainable the mineral exploitation.

5. CONCLUSIONS

According the results found, we can conclude that the decrease in the erosion rates and respective increase in the vegetal cover along of the evaluated years can evidence an improvement in the environmental situation and soil conservation in the watershed evaluated.

In addition, we can also conclude that the mined areas do not cause significant influences on erosion rates when considering the whole watershed.

The modelling adjusted presented good results and produced important information about the dynamic of the erosion process in different scenarios and directions that are present and can be used in the restoration process. Moreover, these results can be used to plan future activities and to make decision towards environmental sustainability, management and soil conservation.

On this way, it can be applied to increase the farms yield and identify priority areas to perform activities and control the erosion process. In addition, this results also can be used to define and plan the ideal restoration techniques to be used in each area according the conditions found.

6. ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES), for the PhD fellowship to D. Balestrin and Brazilian Company of Aluminum (CBA-Votorantim) for the financial support of this research.

REFERENCES

- Almeida, A.Q. de, Ribeiro, A., Rody, Y.P., Silva, W.C.M. da, Leite, F.P., 2014. Modeling of water infiltration in soil cultivated with eucalyptus and pasture. *Revista Caatinga*. 27, 148-153. [online] URL: https://periodicos.ufersa.edu.br/index.php/caatinga/article/view/2631/pdf_97
- Barros, D. A., Guimarães, J. C. C., Pereira, J. A. A., Borges, L. A. C., Silva, R. A., Pereira, A. A. S., 2012. Characterization of the bauxite mining of the Poços de Caldas alkaline massif and its socio-environmental impacts. *Revista Escola de Minas*. 65, 127-133. <http://dx.doi.org/10.1590/S0370-44672012000100018>
- Benini, L., Bandini, V., Marazza, D., Contin, A., 2010. Assessment of land use changes through an indicator-based approach: a case study from the Lamone river basin in northern Italy. *Ecological Indicators*. 10, 4–14. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.03.016>
- Bertolani, F. C., Vieira, S. R., 2001 Spatial variability of soil water infiltration rate and A horizon thickness in a Red-Yellow Podzolic soil under different uses. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 25, 987-995. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832001000400021>

- Beskow, S., Mello, C.R., Norton, L.D., Curi, N., Viola, M.R., Avanzi, J.C., 2009. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. *Catena*. 79, 49–59. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.05.010>
- Brandão, V. dos S., Silva, D.D. da, Ruiz, H.A., Pruski, F.F., Shaefer, C.E.G.R., Martinez, M.A., Menezes, S.J.M. da C., 2006. Resistência hidráulica da crosta formada em solos submetidos a chuvas simuladas. *Revista Brasileira Ciência do Solo*. 30, 13-22. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832006000100002> (In Brazilian Portuguese).
- Bronick, CJ, Lal, R., 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma*. 124, 3–22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>
- Buis E, Veldkamp A. 2008. Modelling dynamic water redistribution patterns in arid catchments in the Negev Desert of Israel. *Earth Surface Processes and Landforms*. 33, 107–122. <http://dx.doi.org/10.1002/esp.1531>
- Cecílio, R.A., Rodriguez, R.G., Baena, L.G.N., Oliveira, F.G., Pruski, F.F., Stephan, A.M., Silva, J.M.A., 2004. Analysis of the rusle and wepp models for a small watershed located in Viçosa, Minas Gerais state, Brazil. ISCO 2004 - 13th International Soil Conservation Organisation Conference – Brisbane, July 2004 Conserving Soil and Water for Society: Sharing Solutions. [online] URL: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.530.2781&rep=rep1&type=pdf>
- Claessens L, Schoorl JM, Veldkamp A., 2007. Modelling the location of shallow landslides and their effects on landscape dynamics in large watersheds: an application for northern New Zealand. *Geomorphology*. 87, 16–27. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.06.039>
- Costenaro, C.T., Maffia, V. P., Dias, H.C. T., 2009. Capacidade de Infiltração de água no solo em um fragmento de Mata Atlântica no município de Viçosa, MG. *Anais II Seminário de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul: Recuperação de Áreas Degradadas, Serviços Ambientais e Sustentabilidade*. Taubaté, Brasil, 149-156. <https://doi.org/10.4136/serhidro.20> (In Brazilian Portuguese).
- De Groot, R., 2006. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape and urban planning*. 75, 175-186. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.02.016>
- Debolini, M., Schoorl, J. M., Temme, A., Galli, M., Bonari, E., 2015. Changes in agricultural land use affecting future soil redistribution patterns: a case study in southern Tuscany (Italy). *Land Degradation & Development*. 26, 574-586. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.2217>
- DNPM (Departamento Nacional de Produção Mineral), 2015a. Informe Mineral: Julho - Dezembro de 2015. 22p. <http://www.dnpm.gov.br/dnpm/informes/informe-mineral-2-2015.pdf> Accessed: 17 January 2018.
- DNPM (Departamento Nacional de Produção Mineral), 2015b. Sumário Mineral 2015. 146p. <http://www.dnpm.gov.br/dnpm/sumarios/sumario-mineral-2015/view> Accessed: 17 January 2018.

Dornelas M, Moonen C, Magurram AE, Barberi P., 2009. Species abundance distributions reveal environmental heterogeneity in modified landscapes. *Journal of Applied Ecology*. 46, 666–672. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01640.x>

FAO, 2001. Lecture notes on the major soils of the world. *World Soil Resources Reports*, 94. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 334p.

Foster, G.R., Meyer, L.D., 1972. A closed-form soil erosion equation for upland areas. In *Sedimentation: symposium to honour professor H.A. Einstein*, Shen H.W. (Ed.) Colorado State University: Fort Collins, Colorado, 12–19.

Foster, G.R., Meyer, L.D., 1975. Mathematical simulation of upland erosion by fundamental erosion mechanics. In: *Present and perspective technology for predicting sediment yields and sources*. *Proceedings Sediment Yield Workshop, Oxford 1972*. Anonymous (ed). United States Department of Agriculture: Washington D.C., 190–207.

Guimarães, J.C.C., Chagas, J.M., Campos, C.C.F., Alecrim, E.F., Machado, E.S., 2012. Avaliação dos aspectos e impactos ambientais decorrentes da mineração de bauxita no sul de Minas Gerais. *Enciclopédia Biosfera*. 8, 321-333. [online] URL: <http://www.conhecer.org.br/enciclop/2012b/ciencias%20agrarias/avaliacao%20dos%20aspectos.pdf>. (In Brazilian Portuguese).

Henriques, A.B., Porto, M.F. de S, 2015. Mineração, agricultura familiar e saúde coletiva: um estudo de caso na região de Itamarati de Minas-MG. *Revista de Saúde Coletiva*. 25, 1361-1382. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-73312015000400016> (In Brazilian Portuguese).

Hersperger, A.M., Gennaio, M-P., Verburg, P.H., Bürgi, M., 2010. Linking Land Change with Driving Forces and Actors: Four Conceptual Models. *Ecology and Society*. 15, 1. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss4/art1/>

IBGE, 2012. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. 2ª ed. *Manuais Técnicos em Geociências*. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 271p.

[dataset] INMET, 2017. Nacional Institute of Meteorology. <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep> Accessed 04 September 2017.

Kirkby, M.J., 1971. Hillslope process-response models based on the continuity equation. In: *Slopes, forms and processes*. Inst. Of Brit Geographers, Spec. Pub, Brunsden D. (Ed.); Institute of British Geographers, Special Publication no. 3: London, 15–30.

Kirkby, M.J., 1987. Modelling some influences of soil erosion, landslides and valley gradient on drainage density and hollow development. *Catena supplement*. 10, 1–44. [online] URL: <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US201301408772>

Köppen, W., 1948. *Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra*. Fondo de Cultura Econômica. México. 479p.

Lesschen, J.P., Schoorl, J.M., Cammeraat, L.H., 2009. Modelling runoff and erosion for a semi-arid catchment using a multi-scale approach based on hydrological connectivity. *Geomorphology*. 109, 174–183. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.02.030>

Lopes, R.F., Branquinho, J.A., 1988. Jazidas de Bauxita da Zona da Mata de Minas Gerais. In: Schoblenhaus, C., Coelho, E.S. (coordenação). Principais Depósitos Minerais do Brasil, v.3. Brasília: DNPM, 656-661.

Marturano, E.S., 2012. Mineração na Amazônia e impactos na nascente da Micro Bacia do Rio água boa em Juruti. Revista geonorte, Edição Especial. 3, 1093-1104. [online] URL: <http://periodicos.ufam.edu.br/revista-geonorte/article/view/2008>

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. 139p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2004. (Unpublished manuscript)

Mueller, E.N., Francke, T., Batalla, R.J., Bronstert, A., 2009. Modelling the effects of land-use change on runoff and sediment yield for a mesoscale catchment in the Southern Pyrenees. Catena. 79, 288–296. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.06.007>

Rodrigues, E.L. Avaliação da produção de água (vazão), em função de alterações de uso do solo e da implantação de florestas de eucalipto em larga escala na bacia do Rio Pará - Alto São Francisco/MG. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais da Universidade Federal de Minas Gerais como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais. UFMG, 99p. 2013. (Unpublished manuscript)

Rodrigues, E.L., Elmiro, M.A.T., Jacobi, C.M., Lamounier, W.L., 2015. Application of SWAT Model in the evaluation of water consumption in planted forest areas in Pará river basin, Upper São Francisco, in Minas Gerais. Sociedade. & Natureza. 27, 485-500. <http://dx.doi.org/10.1590/1982-451320150309>

Rosa, D.R.Q. Modelagem hidrossedimentológica na bacia hidrográfica do rio pomba utilizando o SWAT. Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de “*Doctor Scientiae*”. UFV, 104p. 2016. (Unpublished manuscript)

Rossi, L.M.W., Rapidel, B., Roupsard, O., Villatoro-sánchez, M., Mao, Z., Nespoulous, J., Perez, J., Prieto, I., Roumet, C., Metselaar, K., Schoorl, J.M., Claessens, L., Stokes, A., 2017. Sensitivity of the landslide model LAPSUS_LS to vegetation and soil parameters. Ecological Engineering. 109, 249-255. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.08.010>

Schoorl, J.M., Boix, F.C, de Meijer, R.J., van der Graaff, E.R., Veldkamp, A., 2004. The 137Cs technique applied to steep Mediterranean slopes (part II): landscape evolution and model calibration. Catena. 57, 35–54. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2003.08.002>

Schoorl, J.M., Claessens, L., Ulloa, M.L., de Koning, G.H.J., Veldkamp, A., 2006. Geomorphological analysis and scenario modelling in the Noboa – Pajan Area, Manabi Province, Ecuador. Zeitschrift für Geomorphologie Supplementband. 145, 105–118. [online] URL: <https://www.researchgate.net/publication/40111198>

Schoorl, J.M., Sonneveld, M.P.W., Veldkamp, A., 2000. Three-dimensional landscape process modelling: the effect of DEM resolution. *Earth Surface Processes and Landforms*. 25, 1025–1034. [http://dx.doi.org/10.1002/1096-9837\(200008\)25:9<1025::AID-ESP116>3.0.CO;2-Z](http://dx.doi.org/10.1002/1096-9837(200008)25:9<1025::AID-ESP116>3.0.CO;2-Z)

Schoorl, J.M., Veldkamp, A., Bouma, J., 2002. Modeling water and soil redistribution in a dynamic landscape context. *Soil Science Society of American Journal*. 66, 1610–1619. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1610>

Schoorl, J.M., Veldkamp, A., 2001. Linking land use and landscape process modelling: a case study for the Alora region (south Spain). *Agriculture Ecosystems & Environment*. 85, 281-292. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00194-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00194-3)

Schulp, C.J.E., Verburg, P.H., 2009. Effect of land use history and site factors on spatial variation of soil organic carbon across a physiographic region. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 133, 86–97. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.05.005>

Sheoran, V., Sheoran, A.S., Poonia, P., 2010. Soil Reclamation of Abandoned Mine Land by Revegetation: A Review. *International Journal of Soil, Sediment and Water*. 3, 20p. [online] URL: <https://scholarworks.umass.edu/intljssw/vol3/iss2/13>

Silva, J.P.S., 2007. Impactos ambientais causados por mineração. *Revista espaço da sophia*, nº 08, 13p. [online] URL: <http://www.registro.unesp.br/sites/museu/basededados/arquivos/00000429.pdf> (In Brazilian Portuguese).

Temme, A.J.A.M., Baartman, J.E.M., Schoorl, J.M., 2009. Can uncertain landscape evolution models discriminate between landscape responses to stable and changing future climate? A millennial-scale test. *Global and Planetary Change*. 69, 48–58. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2009.08.001>

Temme, A.J.A.M., Schoorl, J.M., Veldkamp, A., 2006. Algorithm for dealing with depressions in dynamic landscape evolution models. *Computers and Geosciences*. 32, 452–461. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2005.08.001>

[dataset] UFV - CETEC - UFLA - FEAM. Mapa de solos do Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte, Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2010. 49p. <http://www.feam.br/noticias/1/949-mapas-de-solo-do-estado-de-minas-gerais> Accessed 13 June 2017.

[dataset] USGS (U.S. Geological Survey). Shuttle Radar Topography Mission (SRTM). <https://lta.cr.usgs.gov/SRTM> Accessed 12 October 2016.

Veloso, H.P., Rangel Filho, A.L.R., Lima, J.C.A., 1991. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Rio de Janeiro. 117p. [online] URL: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/monografias/GEBIS%20-%20RJ/classificacaoovegetal.pdf>

Zonta, J.H., Martinez, M.A., Pruski, F.F., Silva, D.D. da, Santos M.R. dos, 2012. Efeito da Aplicação Sucessiva de Precipitações pluviais com Diferentes Perfis na Taxa de Infiltração de

Água no Solo. Revista Brasileira Ciência do Solo. 36, 377-388.
<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832012000200007> (In Brazilian Portuguese).

6. ARTIGO 5 - BANCO DE SEMENTES DO SOLO E SUA RELAÇÃO COM O DOSEL EM UMA ÁREA MINERADA

RESUMO: Os objetivos deste estudo foram avaliar as características do banco de sementes do solo e o dossel (%*Canopy Openness* e LAI) e sua correlação em uma área minerada em processo de restauração por regeneração natural. A área de estudo localiza-se no município de São Sebastião da Vargem Alegre, MG, Brasil, possuindo uma área de 0,50 ha em processo de regeneração natural passados 6 anos da exploração de bauxita. Foram alocadas 10 parcelas ao longo da área, estando estas distribuídas de forma a representar toda a porção em processo de restauração. Nestas parcelas, foram avaliados o banco de sementes e as características de dossel, estas últimas coletadas através de uma câmera fotográfica NIKON D40X com lente de 8 mm (*fish-eye*). Como resultados, foram encontrados 8280 indivíduos, 52 espécies e 24 famílias botânicas. O índice de diversidade de Shannon (H') foi 2,770 e a equabilidade (J)= 0,705, demonstrando assim uma média diversidade florística desta área, com densidade de 2114,94 sementes germinadas/m². Através da análise do banco de sementes, verificou-se a presença de espécies exóticas na área (23,5%), domínio de espécies pioneiras (68,6%), assim como a dispersão por anemocoria (52,9%). Quanto as características do dossel, verificou-se uma grande variação existente em diferentes pontos da área, estando a *Canopy Openness* variando de 9,89 à 73,56 e a LAI de 0,16 à 3,14. Diante disto, pode-se identificar certos padrões de existência de determinadas espécies em função da abertura do dossel, bem como em função da proximidade espacial entre as parcelas plotadas. Por fim, pode-se concluir que a área apresenta resiliência expressa pelo seu banco de sementes.

Palavras-chave: Mineração de bauxita; restauração passiva; ecologia de sementes.

RELATIONSHIP BETWEEN SOIL SEED BANK AND CANOPY COVERAGE IN A MINED AREA

ABSTRACT: The goals of this study were to evaluate the characteristics of the seed bank of soil and canopy (%*CanopyOpenness* and LAI) and their correlation in a mined area in process of restoration through of natural regeneration. The study area is located in São Sebastião da

Vargem Alegre municipality, MG-Brazil in an area of 0.5 ha in process of natural regeneration after a 6 years of bauxite exploitation. Along of the area, 10 plots were allocated and distributed of the manner to represent the whole area in process of restoration. Thus, the seed bank and the canopy characteristics were evaluated, these lasts through of NIKON D40X photographic camera, with lens of 8mm (fish-eye). As results, were found 8280 individuals, 52 species and 24 botanical families. The Shannon diversity index (H') was 2.770 and the equability (J)= 0.705, which demonstrate the average diversity in this area, with density of 2114.94 germinated seeds/m². Through of seed bank analysis was verified the presence of exotic species in the area (23.5%), dominance of the pioneer species (68.6%), thus as the high dispersal by wind (52.9%). According to canopy characteristics, a great variation between different points/regions within the study area was found. The canopy openness presented a variation of 9.89 to 73.56 while the LAI of 0.16 to 3.14. Thus, we can identify some patterns of existence of species according to canopy openness and spatial proximity between the plots. Finally, we can conclude that the area presents resilience express by it seed bank.

Keywords: Bauxite mining; passive restoration; seed ecology.

1. INTRODUÇÃO

A melhor compreensão da dinâmica, comportamento e existência de padrões de estabelecimento em função das características ambientais e locais, é condição fundamental para a definição, desenvolvimento e execução de projetos de restauração ecológica (MARTINS, 2018). Neste sentido, existem diferentes formas, metodologias e indicadores para avaliar determinado ambiente degradado ou que sofreu determinada alteração, seja ela em nível vegetal, edáfico, fauna, dentre outros.

Entre os indicadores vegetativos mais utilizados cabe destacar a regeneração natural, que é o resultado de um conjunto de processos ecológicos (chuva de sementes, banco de sementes, rebrota de cepas e raízes) e, portanto, expressa a resiliência do ecossistema em recuperação (MARTINS, 2018). Contudo, outros indicadores vegetativos também podem ser aplicados como: chuva de sementes, banco de sementes do solo, produção e decomposição de serapilheira e abertura do dossel (MARTINS et al., 2008; MARTINS, 2009).

Neste sentido, o banco de sementes do solo, que é composto pelas sementes viáveis não germinadas presentes no solo ou misturadas com a serapilheira (SIMPSON et al., 1989), é uma importante fonte de propágulos para a restauração vegetal de uma área alterada (LU et al., 2010)

e auxilia na compreensão dos mecanismos de adaptação, distribuição e viabilidade das espécies vegetais de determinada área (OOI, 2012).

Além disto, sua avaliação possibilita “prever” o comportamento de uma floresta caso aconteça determinado distúrbio na área (BAKER, 1989; BROWN, 1998; MARTINS et al., 2015), além de que seu uso em áreas alteradas permite aumentar a diversidade vegetal e o restabelecimento de espécies nativas no local (HALL et al., 2010), bem como a identificação das possíveis relações ou efeitos da vegetação do dossel sobre a dinâmica do banco de sementes (HYATT and CASPER, 2001), entre outras possibilidades.

Nesta perspectiva, os indicadores vegetativos apresentam a vantagem de serem de fácil quantificação quando comparados com outros indicadores biológicos. Somado a estes indicadores, podem-se utilizar índices de abertura de dossel (*%Cnpy open*) e índice de área foliar (IAF) para avaliar a estrutura e características do dossel, que diretamente influenciam no microclima interno da floresta, quantidade da radiação interceptada, interceptação da chuva e redução do impacto da gota no solo, adaptação de determinadas espécies, assim como, são fatores determinantes na formação e tamanho das clareiras, como mencionado por (HARDY et al., 2004).

Além disto, sua estimativa auxilia na modelagem das características ambientais do dossel (MACFARLANE et al., 2000; LEBLANC and CHEN, 2001), que são fundamentais para a melhor compreensão das inter-relações existentes, assim como para a quantificação dos impactos ocorridos na área. Assim, pelo fato do IAF estar relacionado com a produção da biomassa vegetal/serapilheira e ser um bom indicador da estrutura e arquitetura do dossel, este índice é um parâmetro importante na avaliação de povoamentos florestais, sendo um bom indicador de desenvolvimento e evolução da área (LINHARES et al., 2000; VILLA NOVA et al., 2003; XAVIER and VETTORAZZI, 2003).

Esta avaliação é necessária pelo fato que no dossel, ocorrem variados processos que direta ou indiretamente, são fundamentais no processo de desenvolvimento de determinado ecossistema, dentre eles a transpiração, fotossíntese, fornecimento de matéria orgânica para a ciclagem de nutrientes, dentre outros. Assim, principalmente em áreas alteradas, é necessário que se realizem avaliações e monitoramento afim de evitar a ocorrência de imprevistos que possam vir a prejudicar a restauração almejada.

Neste sentido, este estudo teve como objetivo correlacionar os dados de abertura de dossel e índice de área foliar com as informações do banco de sementes encontrado na

serapilheira de uma área minerada afim de identificar padrões de desenvolvimento de acordo com as características do dossel.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Este estudo foi realizado em uma área pós-mineração de bauxita localizada nas coordenadas 21°01'58.82" S e 42°34'59.82" W e pertencente ao município de São Sebastião da Vargem Alegre, Zona da Mata de Minas Gerais (Figura 1). Esta área possui 0,5 ha e foi explorada pela Companhia Brasileira de Alumínio (CBA – Votorantim) nos anos de 2009 e 2010.

Entra Figura 1

Anteriormente ao processo de lavra esta área era utilizada pela cafeicultura e historicamente pela pecuária (pastagem), sendo posteriormente ao processo de lavra, realizada a reconfiguração topográfica com o estéril e seu recobrimento com uma camada de 50 cm de *topsoil*. Em sequência, esta área foi selecionada para utilização da técnica de regeneração natural, sendo então avaliada as características de dossel e banco de sementes após 6 anos da exploração mineral.

Inserida no Bioma Mata Atlântica, esta área apresenta classificação climática do tipo Aw, tropical com inverno seco (KÖPPEN, 1948). A temperatura média do inverno na região geralmente é superior à 18 °C, sendo a precipitação média anual superior a 750 mm, estação chuvosa de novembro a abril e seca de maio a outubro (ANTUNES, 1986).

De acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, EMBRAPA (2013), na região predominam solos do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico, com vegetação característica classificada como Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE, 2012). A paisagem do entorno da área de estudo caracteriza-se por apresentar áreas de pastagens, plantios florestais (principalmente de *Eucalyptus spp.*), remanescentes florestais nativos, áreas agrícolas e áreas de recuperação em diferentes estádios e idades, além de áreas em processo de mineração pela empresa.

Para analisar os parâmetros de abertura de dossel (%*Cnpy Open*) e índice de área foliar (IAF), foram determinados 10 pontos amostrais, de forma a representar da maneira mais representativa possível a área. Além disto, foi tomado o cuidado de se observar a distância mínima de 10 metros entre os pontos de amostra (parcelas) e a partir da borda.

Para a aquisição das informações de dossel, foi utilizado uma câmera digital NIKON D40X com lente de 8 mm (*Fish-eye*), que fornece uma abertura de 180°. Foi adquirida 1 imagem

por ponto, todas à 1,30 metros do solo, totalizando assim 10 imagens para posterior processamento.

Cabe destacar que as leituras foram realizadas somente quando havia luz difusa, sendo estas registradas na parte da manhã, entre 7 e 10h, evitando-se horários de elevada incidência de radiação solar. Posteriormente, foi realizada a análise e classificação das imagens, sendo estas submetidas ao programa *Gap Light Analyzer 2.0* (Frazer et al., 1999) para o cálculo das medidas dos parâmetros.

Em cada ponto de tomada das imagens de dossel, foram também coletadas 3 amostras do solo superficial até a profundidade de 5,0 cm, com auxílio de um gabarito de 45 x 29 cm (1305 m²), totalizando 30 amostras. Estas amostras foram transportadas para casa de sombra do Viveiro de Pesquisas na Universidade Federal de Viçosa e alojadas em bandejas plásticas (0,45 x 0,29 x 0,08 m) com areia esterilizada, irrigação por aspersão e isoladas de possíveis contaminações por propágulos externos.

Posteriormente, durante o período de 9 meses, foram realizadas análises quinzenais, sendo contabilizadas e identificadas todas as plântulas emergentes em cada período. Foi utilizado o programa FITOPAC 2.1 (SHEPHERD, 2010), para avaliação dos parâmetros fitossociológicos do bando de sementes contido no solo da área.

Além disto, através da estatística em R (R CORE TEAM, 2016) e uso do pacote *Vegan* (OKSANEN et al., 2016), foi realizada a análise de correlação canônica (CCA) entre as variáveis ambientais (características de dossel) e as variáveis vegetais (banco de sementes), sendo o nível de significância avaliado pelo teste de permutação Monte Carlo (TER BRAAK and PRENTICE, 1988).

3. RESULTADOS

A partir da análise do banco de sementes presente na serapilheira da área em estudo, gerou-se a Tabela 1, que apresenta as espécies e respectivas famílias encontradas em cada parcela avaliada. As espécies com maior número de indivíduos foram: *Phyllanthus tenellus* Roxb. (2001); *Ageratum conyzoides* L. (1216); *Amaranthus deflexus* L. (858); *Oxalis corniculata* L. (691) e *Trema micrantha* (L.) Blume (397), que representaram uma densidade relativa de 24,17%; 14,69%; 10,36%; 8,35%; 4,79%, respectivamente.

Entra Tabela 1

Foram encontrados 8280 indivíduos, 51 espécies e 24 famílias botânicas, sendo o índice de diversidade Shannon (H') foi de 2,770 e a equabilidade (J)= 0,705. Além disto, a densidade de propágulos vegetais contidos no banco de sementes da área foi de 2114,94/m².

Quanto as características da forma de vida (FV) das espécies encontradas no banco de semente das amostras coletadas, foi verificado a presença de 68,6% de espécies herbáceas, 13,7% de espécies arbóreas, 9,8% de arbustivas e 1,9% de trepadeiras. Além disto, do total de indivíduos identificados, 23,5% foram considerados exóticos e 70,5% nativos da região.

A respeito da síndrome de dispersão e grupo ecológico das espécies encontradas no banco de sementes da área em estudo, pode-se observar o predomínio de espécies pioneiras (68,6%), assim como da dispersão por anemocoria (52,9%), seguido da zoocoria (23,5%).

Quanto aos resultados gerados através da avaliação do dossel, gerou-se os valores de %Cnpy Open e IAF para cada ponto, conforme apresentado na Tabela 2. Cabe destacar que na parcela 7 houve visual dominância de gramíneas invasoras, que, conseqüentemente, influenciaram no crescimento, desenvolvimento e avanço sucessional de espécies arbustivas e arbóreas nesta área e em seu entorno, explicando assim os altos valores de abertura de dossel encontrados nesta área.

Entra Tabela 2

Para avaliar e identificar padrões de estabelecimento do banco de sementes desta área, foi gerado o dendograma apresentado na Figura 2, que, a partir dos dados de abundância das espécies, utilização do índice Jaccard e agrupamento pela média de grupo (UPGMA), possibilitou verificar a similaridade florística entre as espécies, que apresentou um coeficiente de correlação cofenética de 0,83, conforme proposto por Sokal e Rohlf (1962), indicando adequação no método de agrupamento utilizado (ROHLF, 1970).

Nesta figura pode-se identificar o padrão de estabelecimento/desenvolvimento das espécies encontradas na área em função dos hábitos de crescimento, sucessão, condições do ambiente, incidência luminosa, entre outros.

Entra Figura 2

Assim, pode-se observar a maior similaridade florística entre as espécies vegetais: *Begonia cucullata* Willd. e *Cecropia hololeuca* Miq.; *Solanum mauritianum* Scop. e *Spermacoce latifolia* Aubl.; *Triumfetta rhomboidea* Jacq.; *Galinsoga quadriradiata* Ruiz & Pav. e Indeterinada 1; *Urochloa decumbens* Stapf. e *Sida rhombifolia* L.; *Hyptis suaveolens* (L.) Poit., *Conyza canadensis* (L.) Cronquist, *Digitaria horizontalis* Willd., *Lepidium virginicum* L. e *Richardia brasiliensis* Gomes; *Ipomoea* sp. e *Solanum americanum* Mill., que

pode demonstrar certa tendência no estabelecimento simultâneo destas espécies pioneiras e ruderais de acordo com as características locais.

Quanto a análise da correlação existente entre os dados de dossel e banco de sementes da área, foi gerado o diagrama de ordenação (Figura 3), onde 27,55% da inércia total foi explicado pela CCA. Deste valor, o eixo 1 foi responsável por 85,39% e o eixo 2 por 14,61% da explicação produzida. Além disto, foi observada uma alta correlação do LAI com as espécies: *Emilia sonchifolia* (L.) DC. e *Urochloa plantaginea* (Link) R.D. Webster.

Entra Figura 3

Pode-se observar ainda, certa tendência no estabelecimento e determinadas espécies vegetais em função da parcela ou localização espacial na área de estudo. Esta tendência também pode ser verificada através da avaliação da quantidade de sementes encontradas por parcela, que apresentou maiores concentrações nas parcelas 4, 5 e 6, com valores de 1150, 1857 e 1132, respectivamente, consolidando assim a tendência de agrupamento espacial diante da presença de sementes no banco de sementes do solo da área.

Além disto, os maiores valores de LAI, que refletem o nível de cobertura do dossel da floresta, foram encontrados nas parcelas 9, 10 e 8 respectivamente, não representaram, contudo, as maiores proporções de sementes encontradas no banco de sementes destas parcelas.

Quanto ao comportamento de determinadas espécies de gramíneas, pode-se observar na parcela 7 (área que visualmente apresentava dominância de gramíneas invasoras e baixa cobertura de dossel), que o banco de sementes formado apresentou domínio de outras espécies como *Ageratum conyzoides* L.; *Amaranthus deflexus* L.; *Phyllanthus tenellus* Roxb e *Rubus rosifolius* Sm., que representaram 32,8%; 29,2%; 18,5% e 9,5% do total de espécies encontradas nesta parcela, respectivamente.

Além disto, pode-se observar que na parcela onde foi encontrada a menor percentagem de cobertura de dossel (parcela 3), houve maior presença de *Ageratum conyzoides* L. (29,6%); *Phyllanthus tenellus* Roxb (18,7%) e *Urochloa decumbens* Stapf. (6,3%), indicando certo padrão no estabelecimento de espécies de acordo com a incidência luminosa e condições específicas de áreas com baixa cobertura de dossel.

Por outro lado, nas parcelas com maior cobertura de dossel (parcelas 9 e 10), houve alta dominância de *Trema micrantha* (L.) Blume no banco de sementes, que representou, respectivamente, 21% e 32,9% do total de sementes encontradas em cada parcela, demonstrando certo agrupamento espacial desta espécie na área. Na parcela 9 (maior cobertura

de dossel amostrada), ocorreu também destaque na presença de *Phyllanthus tenellus* Roxb (18,7%) e *Ageratum conyzoides* L. (13,7%).

Contudo, mesmo nestas parcelas com maior cobertura de dossel, foi observado a presença de gramíneas invasoras no banco de sementes, principalmente aquelas do gênero *Urochloa*, que juntas perfizeram um total de 5,3% do banco de sementes total da parcela 9 e 3,8% da parcela 10.

4. DISCUSSÃO

Através da avaliação e comparação da diversidade encontrada no banco de sementes da área de estudo, pode-se verificar uma diversidade média no banco de sementes, resultados estes superiores aqueles encontrados nos trabalhos de Costalonga (2006) e Braga, et al. (2008), realizados em florestas estacionais semidecíduais em diferentes situações e estágios de desenvolvimento e floresta latifoliada semicaducifólia ciliar (NÓBREGA et al., 2009). Por outro lado, na mesma tipologia florestal da área de estudo, encontram-se também valores maiores de diversidade, como observado por (Peres et al., 2009; Miranda-Neto et al., 2014), que pode estar relacionado com a característica sucessional da área, assim como a ocorrência de alterações/impactos (tipo, frequência e intensidade) nestas áreas.

Diante da presença de montantes superiores a 23% de espécies exóticas contidas no banco de sementes da área, além da condição atual de cobertura de determinados trechos da área sob invasão de gramíneas, torna-se necessário intervenções para o controle destas espécies. Isto porque qualquer distúrbio que, por ventura venha a ocorrer nesta área e produza abertura no dossel, tais espécies tendem a colonizar e dominar a área, prejudicando assim o processo sucessional e a restauração da área.

Além disto, devido à baixa presença de espécies de sucessão secundária inicial e tardia no banco de sementes da área, consolida-se ainda mais a necessidade de intervenções no intuito de enriquecer a diversidade de espécies de níveis mais avançados de sucessão para assim, juntamente com o uso de outras técnicas, restabelecer as funções ecológicas desta área. Por outro lado, o predomínio de espécies pioneiras verificados no banco de sementes da área, pode também evidenciar sua contribuição no processo de restauração, como também observado nos estudos de (Batista Neto, 2005; Costalonga, 2006; Martins et al., 2008; Martins, 2009; Miranda-Neto et al. 2010).

Quanto a análise de correlação entre as características do dossel e o banco de sementes, foi observada uma forte correlação entre o LAI com a presença de algumas herbáceas. Isto pode

ser explicado pelo comportamento agressivo e invasivo principalmente da braquiária, que pode inibir o desenvolvimento de espécies arbustivas e arbóreas e consequentemente, manter o dossel com pouca cobertura e área foliar.

Este comportamento confirma o efeito positivo da cobertura do dossel no controle de gramíneas invasoras devido ao sombreamento, além de reafirmar a necessidade de intervenções afim de aumentar a diversidade da área, assim como a utilização de espécies com hábito arbóreo para evitar o reestabelecimento destas gramíneas invasoras na área.

Juntamente com estas observações, o padrão de estabelecimento vegetal em função da proximidade espacial das parcelas aqui verificado, pode estar relacionado com as características específicas de cada sítio, características de solo, abertura de dossel, sombreamento, dentre outras. Tal comportamento demonstra a conexão e inter-relação entre as áreas em um todo, sendo tais influências mais fortes de acordo com a localização e proximidade das áreas.

Além disto, devido a variação existente entre os diferentes estratos da área em processo de restauração, o uso de diferentes metodologias de restauração deve ser melhor estudado, definido de acordo com as características específicas verificadas em cada ambiente, custos embutidos e eficiência nos resultados produzidos.

5. CONCLUSÕES

Pelo fato deste ambiente apresentar heterogeneidade na cobertura e algum nível de invasão de gramíneas exóticas, torna-se necessário a manutenção do monitoramento e intervenções para o controle e avanço do processo sucessional. Assim, recomenda-se o controle das gramíneas invasoras na área e plantio de mudas de espécies em núcleos de diversidade com o uso de espécies secundárias iniciais e tardias de hábito arbustivo e arbóreo.

Além disto, recomenda-se a avaliação e monitoramento do banco de sementes em diferentes épocas e também a utilização de espécies florestais com dispersão zoocórica, que podem auxiliar na dispersão propágulos entre os fragmentos florestais do entorno e, consequentemente, aumentar o fluxo gênico na área, acelerando assim o processo de restauração ecológica deste ambiente.

Contudo, apesar da necessidade de poucas intervenções, a área demonstrou que está evoluindo no ponto de vista sucessional e ecológico, porém, com necessidade de utilização de técnicas para acelerar o processo de restauração, enriquecer a diversidade local e atrair a fauna visando a sustentabilidade ambiental da área.

6. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo incentivo à pesquisa através da bolsa de doutorado de D. Balestrin e a CBA-Votorantim pelo financiamento do projeto.

7. REFERÊNCIAS

Antunes FZ. Caracterização climática do estado de Minas Gerais. Informe agropecuário. 1986; 12(138):9-13.

Baker HG. Some aspects of the natural history of seed banks. In: Leck, MA, Parker VT, Simpson RL(Eds.). Ecology of soil seed banks. London: Academic, 1989; cap.1:5-19.

Batista Neto JP. Banco de sementes do solo de uma floresta estacional semidecidual, Viçosa, Minas Gerais. 2005. 91f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG; 2005.

Braga AJT, Griffith JJ, Paiva HN de, Neto JAAM. Composição do banco de sementes de uma floresta Semidecidual secundária considerando o seu potencial de uso para recuperação ambiental. R. Árvore. 2008; 32(6):1089-1098.

Brown SC. Remnant seed banks and vegetation as predictors of restored marsh vegetation. Canadian Journal of Botany. 1998; (76):620–629.

Costalonga SR, Reis GG dos, Reis M da GF, Silva AF da, Borges EE de L, 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.

Frazer GW, Canham CD, Lertzman KP. Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York. 1999; v.36.

Hall SL, Barton CD, Baskin CC. Topsoil Seed Bank of an Oak–Hickory Forest in Eastern Kentucky as a Restoration Tool on Surface Mines. Restoration Ecology. 2010; 18(6):834-842.

Hardy C. Scaling up and Bearing Down in Discourse Analysis: Questions Regarding Textual Agencies and Their Context. Organization. 2004; 11(3):415-425.

Hyatt LA and Casper BB. Seed bank formation during early secondary succession in a temperate deciduous forest. Journal of Ecology. 2001; 88(3):516-527.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Manual Técnico da Vegetação Brasileira. 2nd ed. Manuais Técnicos em Geociências. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro; 2012.

Köppen W. Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra. Fondo de Cultura Económica. México. 1948; 479p.

Leblanc SG, Chen JM. A practical scheme for correcting multiple scattering effects on optical LAI measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*. 2001; 110:125-139.

Linhares CA, Ponzoni FJ, Shimabukuro YE. Relação entre volume de madeira e Índice de Área Foliar em um povoamento de *Pinus* spp.: estudo de caso. *Revista Árvore*. 2000; 24:47-54.

Lu ZJ, Li LF, Jiang MX, Huang HD, Bao DC. Can the soil seed bank contribute to revegetation of the drawdown zone in the Three Gorges Reservoir Region? *Plant Ecol*. 2010; 209(1):153-165.

Macfarlane C, Coote M, White DA, Adams MA. Photographic exposure affects indirect estimation of leaf area in plantations of *Eucalyptus globulus* Labill. *Agricultural and Forest Meteorology*. 2000; 100:155-168.

Martins SV. Alternative Forest Restoration Techniques. In: Viana, H. *New Perspectives in Forest Science*. IntechOpen. 2018; chapter 7:131-148. Disponível em: <https://www.intechopen.com/books/new-perspectives-in-forest-science/alternative-forest-restoration-techniques> Acesso: 05/06/2018.

Martins SV, Almeida DPD, Vaz Fernandes L, Maciel Ribeiro T. 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.

Martins SV. Recuperação de áreas degradadas: ações em Áreas de Preservação Permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. Viçosa, MG: Aprenda Fácil. 2009; 270p.

Martins SV, Borges EE, Silva KA. O banco de sementes do solo e sua utilização como bioindicador de restauração ecológica: In: Martins SV. (Ed.) *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. Viçosa: Editora UFV. 2015:293-330.

Miranda-Neto A, Kunz SH, Martins SV, Silva K de A, Silva DA 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.

Miranda-Neto A, Martins SV, Silva K de A, Gleriani JM. Banco de sementes do solo e serapilheira acumulada em Floresta restaurada. *Revista Árvore*. 2014; 38(4):609-620.

Nóbrega AMF da, Valeri SV de, Paula RC, Pavani M do CMD, Silva SA da. Banco de sementes de remanescentes naturais e de áreas reflorestadas em uma várzea do rio Mogi-Guaçu – SP. *R. Árvore*. 2009; 33(3):403-411.

Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P, Mcglinn D, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Szoecs E, Wagner H. Package 'vegan'. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf> Acesso: 26/07/2016.

Ooi MKJ. Seed bank persistence and climate change. *Seed Science Research*. Cambridge University Press. 2012; 22(1):53–60.

Peres MA, Pinto LVA, Loures L. Avaliação dos bancos de sementes do solo de fragmentos florestais de mata estacional semidecidual clímax e secundária e seu potencial em recuperar áreas degradadas. *Revista agrogeoambiental*. 2009; 1(2):121-133.

R Development Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, 2016. Disponível em: <https://www.r-project.org> Acesso: 26/07/2016.

Rohlf FJ. Adaptive hierarchical clustering schemes. *Systematic Biology*. 1970; 19(1):58-82.

Shepherd GJ. Fitopac 2.1 – Campinas, Brasil. Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas; 2010.

Simpson RL, Leck MA, Parker VT. Seed banks: general concepts and methodological issues. In: Leck MA, Parker VT, Simpson, RL (Eds.). *Ecology of soil seed banks*. London: Academic. 1989; p.3-8.

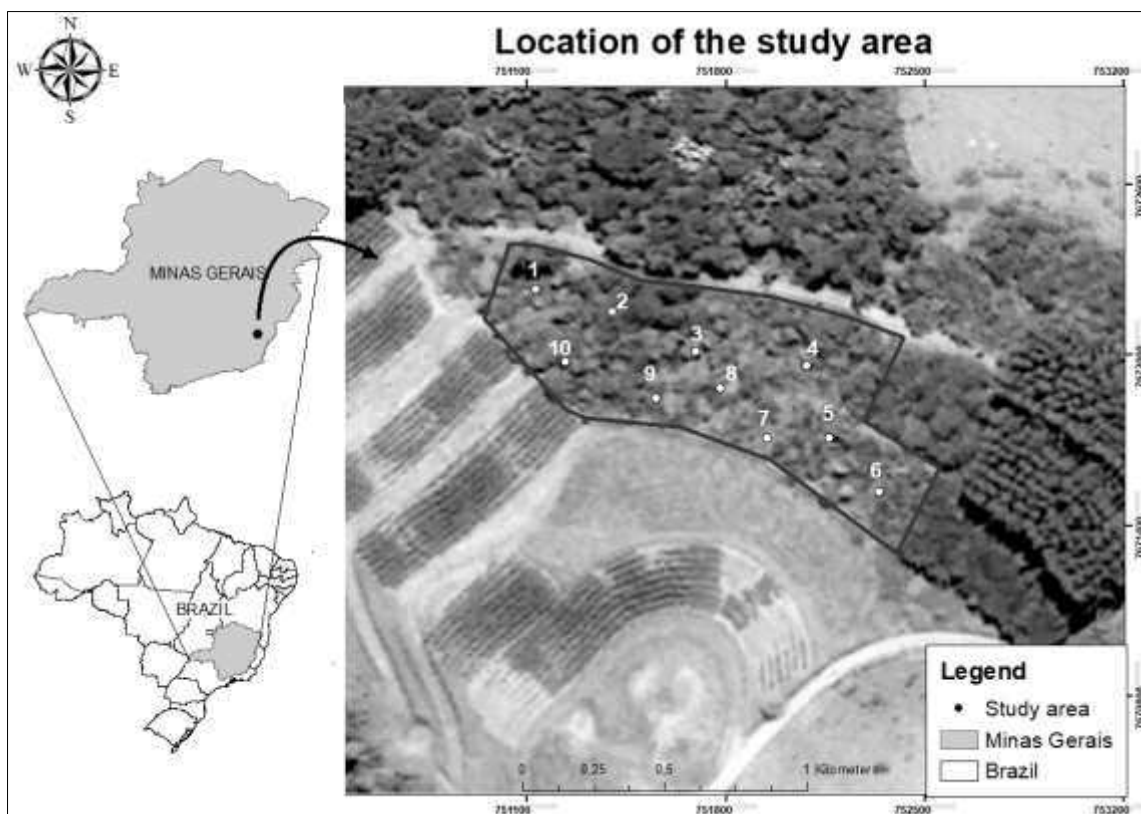
Sokal RR, Rohlf FJ. The comparison of dendrograms by objective methods. *Taxon*. 1962; 11(2):33-40.

EMBRAPA Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. Centro Nacional de Pesquisa de Solos: Rio de Janeiro; 2013.

Ter Braak CJF, Prentice IC. A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research*. 1988; 18(1):271-317.

Villa Nova NA, Moreira PR, Pereira AB. Eficiência de captura de energia solar por dosséis de *Eucalyptus pellita* F. Muell sob várias densidades de plantio. *Revista Brasileira de Agrometeorologia*. 2003; 11:269-274.

Xavier AC, Vettorazzi CA. Leaf area index of ground covers in a subtropical watershed. *Scientia Agricola*. 2003; 60:425-431.



Figural: Localização da área de estudo (em destaque).

Figure1: Study area location (highlighted).

Tabela1: Espécies vegetais e suas respectivas famílias botânicas encontradas em cada parcela na área de estudo.

Table1: Vegetal species and their respective botanical families which were found in each plot in the study area.

Família/espécie	Parcelas										FV	OR	GE	SD	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10					
Amaranthaceae															
<i>Amaranthus deflexus</i> L.	36	5	23	28	170	442	153		1			H	E	Pi	Zoo
Areaceae															
<i>Euterpe edulis</i> Mart.									4			A	N	St	Zoo
Asteraceae															
<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. ex DC.			1		1	2						H	N	Pi	Ane
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	115	159	127	126	98	129	172	88	79	123		H	N	Pi	Zoo
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	11	15	18	21	31	33	17	17	33	17		H	E	Pi	Ane
<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC.		3							3	3		H	N	Nc	Ane
<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	3	1	2	1	15	9	6		25	1		H	E	Pi	Ane
<i>Galinsoga quadriradiata</i> Ruiz & Pav.				12		3						H	E	Pi	Ane
<i>Gnaphalium pensylvanicum</i> Willd		4	5		2	2	1	6				H	N	Si	Ane
<i>Gnaphalium purpureum</i> L.	32		2	4		11				2		H	N	Si	Ane
<i>Gnaphalium spicatum</i> Mill.	1	1	1	4	15							H	N	Si	Ane
<i>Sonchus oleraceus</i> L.		2				3			3			H	N	Pi	Ane
<i>Vernonanthura diffusa</i> (Less.) H. Rob.	8	9	12	5	12	15	15		6	32		A	N	Pi	Ane
<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H. Rob.			3				2		21			A	N	Pi	Ane
Begoniaceae															
<i>Begonia cucullata</i> Willd.									70			H	N	Pi	Ane

Continua...

Brassicaceae																
<i>Lepidium virginicum</i> L.	5	6	8	21	10	25	8	1	10	9	H	E	Pi	Nc		
Cannabaceae																
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	9	26	5		10			3	121	223	A	N	Pi	Zoo		
Commelinaceae																
<i>Commelina benghalensis</i> L.	2			31	26	3			2	3	H	N	Pi	Aut		
<i>Commelina diffusa</i> Burm. f.	1			9	6	1					H	N	Pi	Aut		
Convolvulaceae																
<i>Ipomoea</i> sp.	15	7	2	100	82	61	10		7	5	T	N	Pi	Ane		
Cyperaceae																
<i>Cyperus distans</i> L. f.				3							H	N	Pi	Ane		
<i>Cyperus rotundus</i> L.	36	29	18	23	77	20	11		9	2	H	N	Pi	Ane		
Euphorbiaceae																
<i>Euphorbia heterophylla</i> L.				2							H	N	Pi	Aut		
Fabaceae																
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	4	4	4				1	1	2	2	A	N	Si	Aut		
Indeterminada																
Indeterminada 1				15							Nc	Nc	Nc	Nc		
Indeterminada 2				1					1		Nc	Nc	Nc	Nc		
Indeterminada 3										2	Nc	Nc	Nc	Nc		
Lamiaceae																
<i>Hyptis suaveolens</i> (L.) Poit.	3	3	8	13	37	22	17	4	9	7	H	N	Pi	Zoo		
<i>Leonotis nepetifolia</i> (L.) R. Br.	32			84	16	10					B	E	Pi	Ane		
Malvaceae																
<i>Sida rhombifolia</i> L.	34	7	24	59	21	48	27	10	23	19	H	N	Pi	Ane		
<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.		2		9		1					B	E	Pi	Zoo		
Melastomataceae																
<i>Leandra niangaeformis</i> Cogn.	1			1	3	3	5	5	24		B	N	Pi	Zoo		
Onagraceae																
<i>Ludwigia tomentosa</i> (Cambess.) H. Hara		8		9	13	4	11	4			B	N	Pi	Ane		
Oxalidaceae																
<i>Oxalis corniculata</i> L.	71	81	18	167	258	42	30	3	11	10	H	E	Nc	Ane		
Phyllanthaceae																
<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	155	253	80	311	733	126	97	15	108	123	H	N	Si	Aut		
Poaceae																
<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	13	21	12	26	28	18	8	26	17	10	H	N	Pi	Ane		
<i>Digitaria insularis</i> (L.) Fedde	19	5			14	1	22		8		H	N	Pi	Ane		
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	3	4	6			1	6	4	8	3	H	N	Pi	Ane		
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.				1					1		H	E	Pi	Ane		
<i>Urochloa decumbens</i> Stapf	62	34	27	11	27	21	12	14	22	26	H	E	Pi	Ane		
<i>Urochloa plantaginea</i> (Link) Hitchc.						2			2	9	H	E	Pi	Ane		
Portulacaceae																
<i>Portulaca oleracea</i> L.								2			H	N	Nc	Zoo		
Rosaceae																
<i>Rubus rosifolius</i> Sm.	27	3	3	4			50				B	N	St	Zoo		
Rubiaceae																
<i>Diodella teres</i> (Walter) Small	1			3	5				3	3	H	N	Pi	Nc		
<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	5	13	17	25	11	27		19	15	9	H	N	Nc	Ane		
<i>Spermacoce latifolia</i> Aubl.									5		H	N	Si	Aut		
Solanaceae																
<i>Nicandra physaloides</i> (L.) Gaertn.									5		H	E	Nc	Zoo/Aut		
<i>Solanum americanum</i> Mill.	5	10	2	34	138	37	5	2	6	11	H	N	Pi	Zoo		
<i>Solanum mauritianum</i> Scop										6	A	N	Pi	Zoo		
Urticaceae																
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.								48			A	N	Pi	Zoo		
<i>Pilea microphylla</i> (L.) Liebm.				1				1			H	N	Pi	Ane		

Onde: FV= Forma de Vida; OR= Origem; GE= Grupo Ecológico; SD= Síndrome de Dispersão; H= Herbácea; B= Arbustiva; A= Arbórea; T= Trepadeira; N= Nativa; E= Exótica; Pi= Pioneira; Si= Secundária Inicial; St= Secundária Tardia; Nc= Não Classificado; Ane= Anemocórica; Aut= Autocórica; Zoo= Zoocórica.

Tabela2: Valores de abertura de dossel (%Cnpy Open) e índice de área foliar (LAI) para cada parcela da área estudada.

Table2: Values of Canopy Openness (%Cnpy Open) and Leaf Area Index (LAI) to each plot in the study area.

Parcelas	% Cnpy Open	LAI 4Ring
1	25.1	2.03
2	16.44	2.31
3	73.56	0.16
4	40.48	1.05
5	60.68	0.6
6	27.74	1.77
7	61.55	0.55
8	15.64	2.45
9	9.89	3.14
10	15.48	2.95

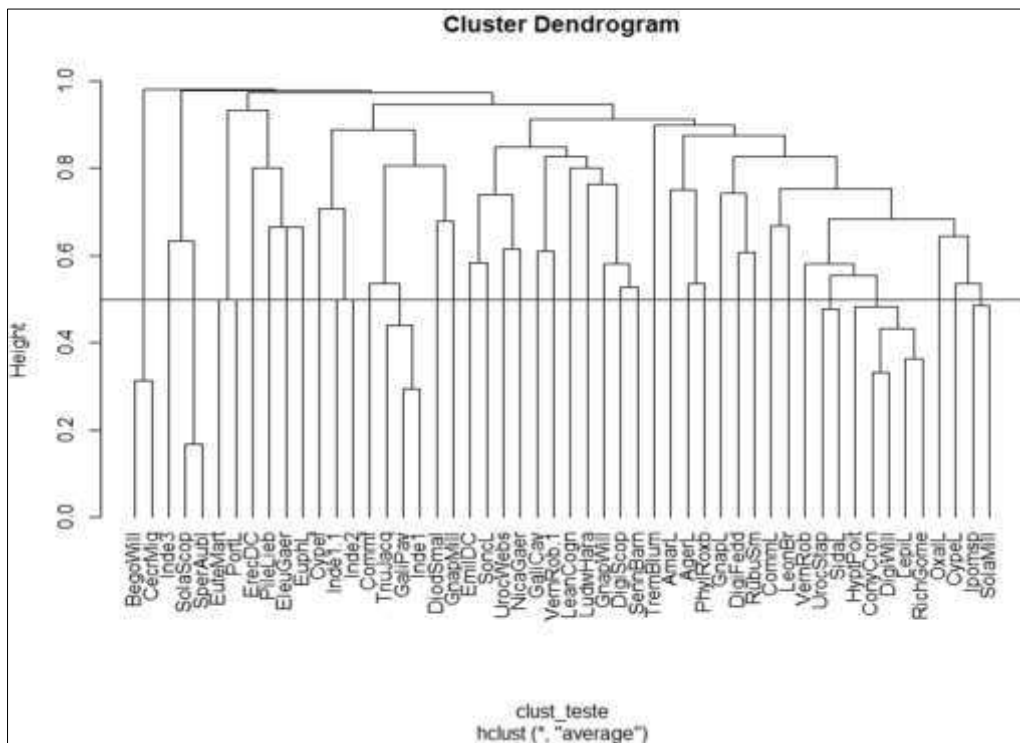


Figura 2: Dendrograma de similaridade entre as diferentes espécies encontradas na área de estudo.

Figure 2: Dendrogram of similarity between the different species found in the study area.

7. ARTIGO 6 - DINÂMICA DA PAISAGEM EM DUAS REGIÕES SOB INFLUÊNCIA DA MINERAÇÃO DE BAUXITA EM MINAS GERAIS-BRASIL

RESUMO: A análise da paisagem é uma importante ferramenta utilizada para a gestão, monitoramento e tomada de decisões, principalmente quando se trata de áreas degradadas, que são propícias de forma mais intensa aos efeitos ou agentes de pressão externa, que provocam tais distúrbios. Neste sentido, este estudo buscou avaliar a dinâmica do uso e ocupação do solo em duas regiões sob influência de atividades de mineração. As regiões de análise são localizadas no estado de Minas Gerais, sendo constituídas pelos municípios de São Sebastião da Vargem Alegre e Mirai (R1) e Descoberto (R2), ambas na Zona da Mata Mineira. Através do uso de imagens do sensor TM/LANDSAT 5 para os anos de 1985, 1995, 2005 e do sensor MSI/SENTINEL-2 para o ano de 2016, foi realizada a classificação das imagens pelo software ArcGis 10.2®. Como resultados, pode-se observar o predomínio de áreas de pastagem em ambas as regiões e períodos avaliados, além de uma tendência no aumento das áreas florestais e redução das áreas de pecuária, principalmente nos últimos 11 anos. Assim, pode-se concluir que, na escala de paisagem, as áreas mineradas não afetaram o processo de avanço da cobertura florestal em ambas as regiões avaliadas. Pelo contrário, a mineração resultou no aumento da cobertura florestal nas duas regiões devido às compensações ambientais com plantios de espécies nativas regionais, bem como a criação de uma Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN) Fazenda Boa Esperança, localizada na região 2.

Palavras-chave: Exploração mineral; geoprocessamento; restauração.

LANDSCAPE DYNAMICS IN TWO REGIONS UNDER INFLUENCE OF THE BAUXITE MINING IN MINAS GERAIS-BRAZIL

ABSTRACT: The landscape analysis is an important tool used to manage, monitoring, conservation and to take decisions, mainly when related with degraded areas, which are more propitious to effects or external pressure agents that cause disturbances. In this sense, this study evaluated the dynamic of the soil use and coverage in two regions under influence of mining activities. These regions are located in Minas Gerais state, more specifically in the

municipalities of São Sebastião da Vargem Alegre and Mirai (R1) and Descoberto (R2), both located in Zona da Mata Mineira. The image classification was done using ArcGis 10.2® which used satellite images from TM/LANDSAT 5 for the years 1985, 1995, 2005 and from MSI/SENTINEL-2 for 2016. As results, was verified the dominance of pasture areas in both regions and years evaluated, besides a trend to increase the forest areas and decrease the livestock areas mainly in the last years. Thus, we can conclude that, taking into account the landscape scale, the mined areas not affect the process of forestal advance in both evaluated regions. On the contrary, the mining results in the increase in the forest cover in both regions due environmental compensation with planting of regional native species as well as creation of one Private Natural Heritage Reserve (PNHR): "Boa Esperança Farm", located in region 2.

Keywords: Mineral exploitation; remote sensing; restoration.

1.INTRODUÇÃO

Com o aumento das pressões antrópicas sobre o ambiente, um intenso processo de substituição das paisagens naturais e usos da terra vem acontecendo. Essas interferências na paisagem, convertem extensas e contínuas áreas naturais e causam inúmeros problemas ao meio ambiente, podendo também, afetar a disponibilidade e a qualidade de importantes recursos naturais para a população (Bezerra et al., 2011).

Neste sentido, a análise da paisagem é essencial para a compreensão e definição de técnicas para recuperação de ambientes alterados, gestão e monitoramento ambiental, estando diretamente relacionada com as características ambientais, sociais e econômicas de determinada região. Além disto, a análise em escala de paisagem é a base para estudos do tamanho, comportamento e integridade de cada fragmento Metzger (2000), que envolve e relaciona o histórico da degradação, as situações do entorno (características), as variações espaciais e temporais sofridas e os aspectos econômicos e sociais da região de abrangência.

Atualmente, o uso de Sistemas de Informações Geográficas (SIG's) constitui uma das principais ferramentas de análise e gestão da paisagem. Como ela, torna-se possível analisar alterações nos padrões de cobertura, dinâmica de movimento, abrangência e evolução em vários níveis e escalas de tempo e espaço, bem como representar os arranjos espaciais dos elementos da paisagem (manchas, fragmentos, corredores, etc.) através de mapas categóricos (Read & Lam, 2002).

Neste sentido, a avaliação da paisagem permite identificar elementos e detectar padrões de comportamento que podem auxiliar no processo de reabilitação e restauração de áreas

degradadas (Martins et al., 2012). Segundo Botequilha Leitão & Ahern (2002); Leitão et al. (2012) e Miller et al. (2005), com base na análise da paisagem e cálculo de métricas, é possível um melhor entendimento da relação da estrutura e função da paisagem, estimando com isto o planejamento e execução de atividades e auxiliar na compreensão das mudanças nas perspectivas visuais, ecológicas e culturais.

Além disto, com esta ferramenta, é possível “predizer” valores e/ou comportamentos futuros da paisagem (dinâmica ambiental), sendo uma importante ferramenta para determinar medidas a serem tomadas, tendo em vista as previsões futuras. Diante disto, a análise da paisagem pode servir para direcionar técnicas e minimizar os custos e danos causados por determinada atividade ou uso do solo, identificando também os principais agentes de mudança na paisagem.

Nesta perspectiva, a compreensão da dinâmica, comportamento e características de ambientes naturais ou em restauração, poderá servir de alicerce para a definição das melhores técnicas e espécies a serem utilizadas em projetos de recuperação de áreas degradadas (RAD), definindo assim o sucesso ou não da ação realizada e reduzindo o desperdício de tempo e dinheiro nas atividades desenvolvidas. Além disto, poderão ser identificadas e comparadas áreas com diferentes escalas temporais de sucessão, identificando assim os diferentes estádios de sucessão, direção e velocidade de irradiação além de possíveis agentes de interferência neste processo.

Por fim, através da definição de padrões de dinâmica de fragmentos, poderão ser definidas técnicas preventivas em atividades com potencial de impacto ambiental, assim como a identificação de padrões ambientais e auxílio em programas de gestão e monitoramento de áreas degradadas.

Diante disto, o objetivo deste trabalho foi realizar uma avaliação temporal (1985-2016), em duas regiões de exploração mineral e verificar as mudanças de uso e ocupação do solo nas áreas e sua relação com as atividades de mineração.

2.MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo foi realizado no estado Minas Gerais, nas cidades de São Sebastião da Vargem Alegre e Miraf (Região 1) e Descoberto (Região 2), conforme apresentado na Figura 1. Estas regiões apresentam um histórico de exploração mineral de bauxita pela Companhia Brasileira de Alumínio (CBA-Votorantim), com variadas áreas em diferentes fases de exploração e restauração.

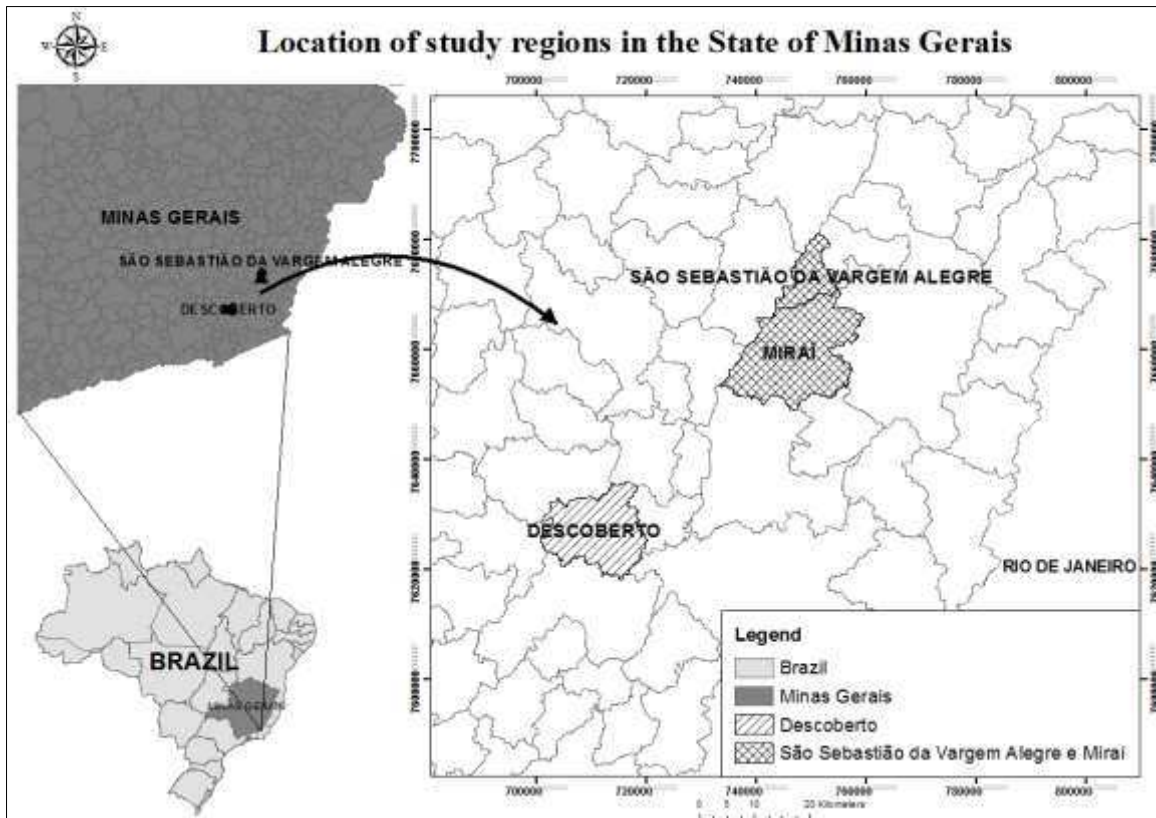


Figura 1: Localização das regiões de estudo no Estado de Minas Gerais.
 Figure 1: Location of the study regions in Minas Gerais state.

Estas regiões fazem parte da Zona da Mata Mineira e estão inseridas no Bioma Mata Atlântica. Segundo Köppen (1948), a classificação climática é do tipo Aw tropical, com precipitação pluviométrica média anual de aproximadamente 1300 mm, estação chuvosa de novembro a abril e seca de maio a outubro (Antunes, 1986; Lopes & Branquinho 1988).

A Região 1 (R1) possui uma extensão total de 394.6 km² e altitude que varia de 217 à 1355 m, enquanto que a Região 2 (R2), possui 213,2 Km² e altitude que varia de 283 a 1381 m (USGS, 2000). Além disto, estas regiões são caracterizadas por possuírem remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual Submontana (Oliveira-Filho et al. 2005) e Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE, 2012), respectivamente.

Para análise da dinâmica da paisagem se analisou imagens espaciais de uma série histórica de 31 anos. O intervalo de avaliação foi de aproximadamente dez anos, sendo analisado os anos de 1985, 1995, 2005 e 2016 de cada uma das regiões, sendo todas as imagens utilizadas para esta avaliação adquiridas nos meses de julho e agosto através dos satélites LANDSAT 5 e a última (2016) por meio do satélite SENTINEL-2 (com resolução espacial de 30 e 10 metros respectivamente).

As regiões analisadas apresentam variadas áreas de mineração e também já mineradas, com diferentes características, estágios e idades de restauração, além de diferentes técnicas de restauração utilizadas para recuperar o ambiente degradado pela extração da bauxita e outros minerais. Assim, para a análise da evolução e comportamento destas áreas, levou-se em consideração os variados usos e coberturas do solo existentes nas regiões.

Para a análise e processamento das informações de cobertura vegetal e posterior classificação das imagens da área em questão, foram utilizadas imagens orbitais disponibilizadas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), além de imagens obtidas pelo satélite SENTINEL-2, disponibilizadas pela *European Space Agency* (ESA). Além disto, foram utilizadas informações do relevo através do Modelo Digital de Elevação (MDE) disponibilizado pela NASA *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), com 30 metros de resolução (USGS, 2000).

O sistema de projeção utilizado como base para o georeferenciamento das imagens foi o *Transversal Universal de Mercator* (UTM), com coordenadas planas padronizadas para o Datum SIRGAS 2000, zona 23S. Anteriormente ao processo de classificação, foi realizada a correção geométrica das imagens através da seleção de pontos de controle terrestres (PCT's), gerado o Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI), expresso pela equação 1, para ressaltar a vegetação existente e assim, realizar a composição colorida das bandas 3(B), NDVI(G), 5(R), gerando uma imagem multiespectral contendo a região do infravermelho próximo.

$$\text{Equação 1: } NDVI = \frac{\rho NIR - \rho red}{\rho NIR + \rho red}$$

Onde: ρ NIR= banda do Infravermelho próximo; ρ red= banda do vermelho

Em sequência, foram definidos pontos de amostragem e realizada a classificação das imagens através da classificação supervisionada por máxima verossimilhança pelo classificador *Maximum Likelihood Classification* (MAXVER), sendo o processamento das imagens realizado através do *software* ArcGis 10.2®. Diante disto, foram classificadas cinco classes distintas de uso e cobertura do solo: Vegetação Inicial/Média; Vegetação Avançada; Agrícola/Pastagem; Urbanização e Água.

Cabe destacar que todas as imagens produzidas/classificadas, foram padronizadas para a mesma resolução espacial (30 metros) a título de comparação e posterior avaliação. Em sequência ao processo de classificação supervisionada foi realizada a filtragem da imagem e

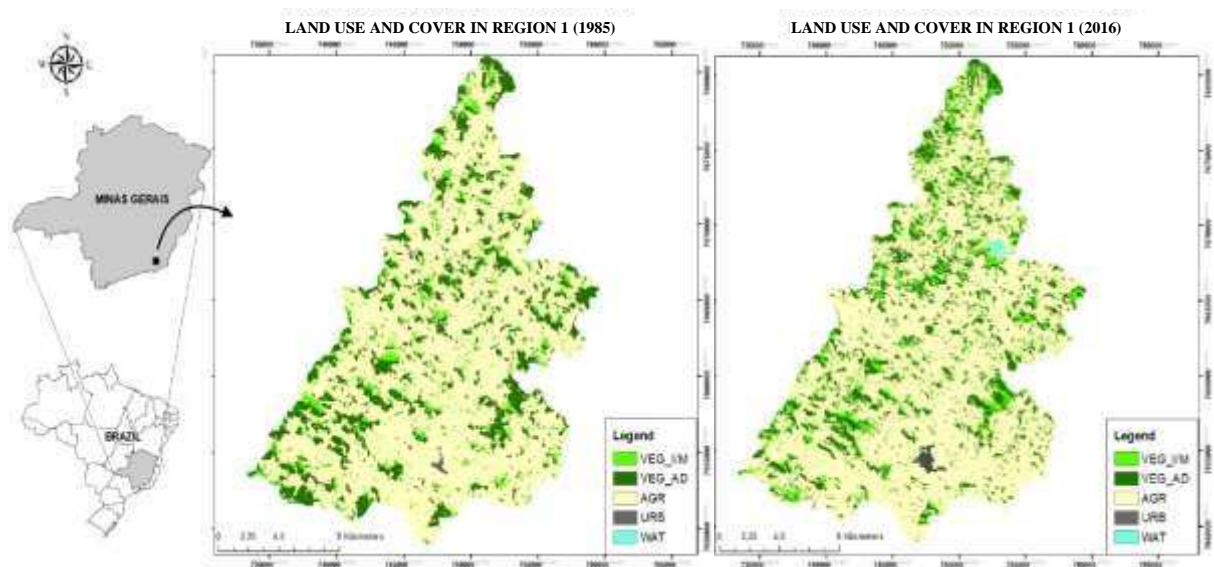
removido os pixels agrupados, classificado aqueles com área ≤ 3 pixels e realizada a união destes na classe vizinha.

Assim, para cada ano avaliado e tendo em vista as amostras de treinamento e validação adquiridas anteriormente ao processo de classificação das imagens, sendo estas últimas adquiridas com o auxílio do Google Earth, foi gerada a matriz de confusão de cada ano e para ambas as regiões. Através desta matriz, que demonstra a acurácia do mapeamento produzido, além de uma estatística por classe de uso do solo e possibilidade de identificar os acertos e erros produzidos pela classificação, foi calculada a estatística Kappa e índice de exatidão global para as duas regiões avaliadas.

A análise gráfica da dinâmica do uso e cobertura do solo nas regiões avaliadas foi realizada através do software R (R Core Team, 2016).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Diante das informações coletadas e análises realizadas, foi possível identificar a dinâmica do uso e cobertura do solo ao longo do período avaliado (31 anos). Esta variação pode ser observada de maneira visual na Figura 2, que representa a mudança da paisagem ocorrida em ambas as regiões durante este período.



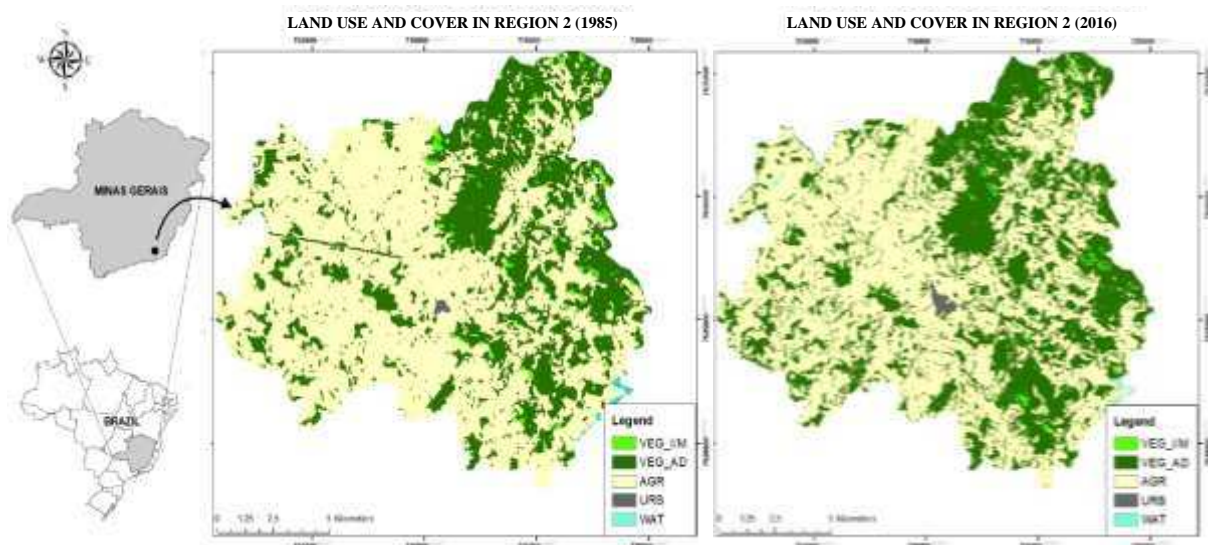


Figura 2: Dinâmica do uso e cobertura do solo ao longo de 31 anos para ambas as regiões analisadas.

Figure 2: Land use and change coverage along of 31 years in the analyzed regions.

Quanto a acurácia da classificação supervisionada das imagens, estas apresentaram um Kappa médio de 0.8389 para a região de São Sebastião da Vargem Alegre (R1) e de 0.8211 para a região de Descoberto (R2), assim como índice de exatidão global de 0.9061 e 0.8884, respectivamente. Assim, conforme apresentado por Landis & Koch, (1977), estes resultados podem ser qualificados como excelentes.

Referente ao uso e ocupação do solo para as áreas avaliadas, observou-se que, no geral, houve uma mudança gradativa e suave nos 20 anos iniciais da análise (1985 – 2005) em ambas as regiões (ver Tabela 1). Este comportamento fica mais evidente e saliente no intervalo dos últimos 11 anos (2005 – 2016), que pode ser explicado pela melhor resolução espacial das imagens utilizadas para a classificação no ano de 2016 e/ou pelas rápidas mudanças ocorridas neste intervalo.

O percentual de uso e cobertura do solo para ambas as regiões avaliadas é apresentado na Tabela 1, que representa a dinâmica dos usos e coberturas do solo para cada classe de cobertura avaliada.

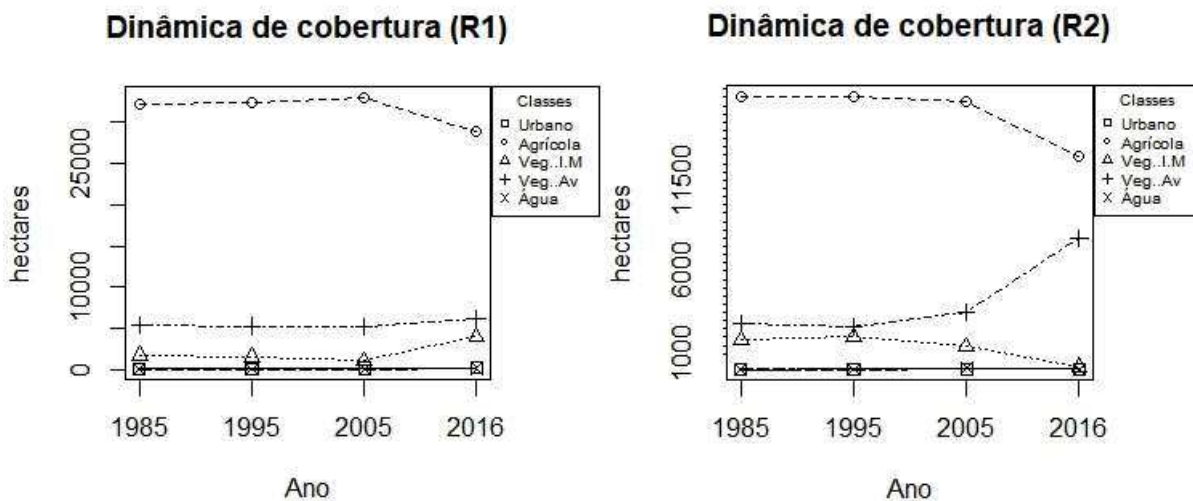
Tabela 1: Uso e cobertura do solo e respectivos percentuais de ocupação para cada classe e região.

Table 1: Land use and coverage and their percentages to each class and region evaluated.

Classes	Classes de uso e cobertura do solo (%)				
	Urbano	Agrícola	Veg. I/M	Veg. Av	Água
R1_1985	0,19	81,79	4,27	13,74	0,02
R1_1995	0,26	82,39	3,93	13,40	0,02
R1_2005	0,34	83,62	2,61	13,37	0,06
R1_2016	0,53	73,39	10,09	15,65	0,34
R2_1985	0,14	77,64	8,56	13,43	0,24
R2_1995	0,26	77,51	9,50	12,51	0,22
R2_2005	0,30	76,05	6,67	16,46	0,51
R2_2016	0,34	60,92	0,89	37,58	0,27

Esta variação ao longo dos 31 anos avaliados, pode também ser observada na Figura 3, que expressa em hectares a diferença existente entre as principais classes de cobertura da região (vegetação e agricultura). Cabe ressaltar que a classe aqui denominada como “Agrícola”, representa as áreas cobertas por pastagem e também aquelas utilizadas para o cultivo de culturas anuais, sendo ambas classificadas de maneira conjunta devido à dificuldade de identificação visual e baixa resolução espacial das imagens utilizadas.

Além disto, para fins comparativos, foram unidas as classes de cobertura vegetal (“Veget_Av” e “Veget_IM”), em uma classe apenas e denominada “Florest” (ver Figura 3). Com isto, percebeu-se que, quando comparado com o montante formado pela área agrícola e florestal, estas são inversamente proporcionais, além de apresentarem certa tendência ao longo dos anos (principalmente na região 2).



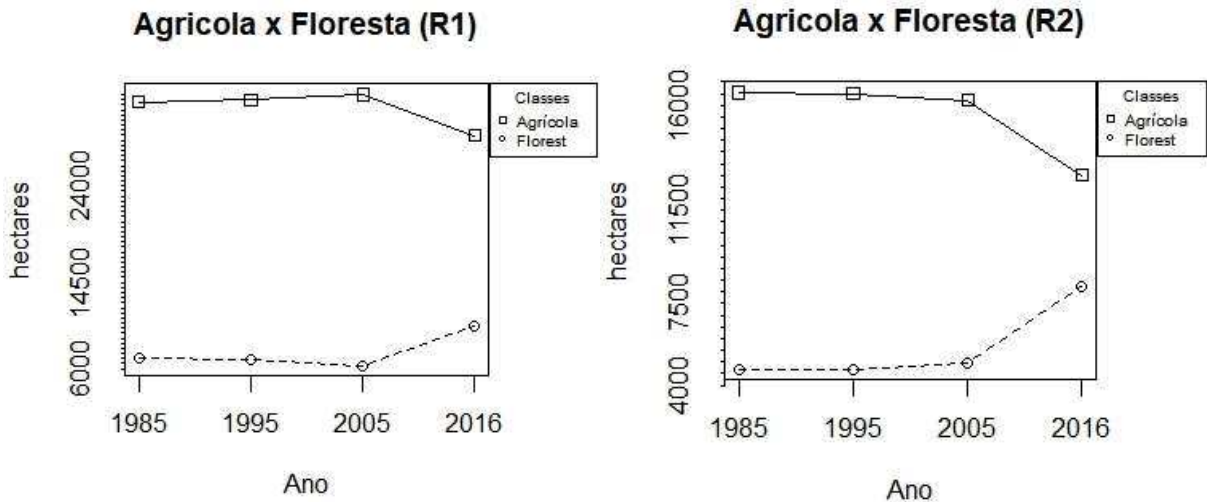


Figura 3: Dinâmica da cobertura vegetal e agrícola para as duas regiões de estudo.
 Figure 3: Dynamics of vegetation and agriculture coverage to both study regions.

No tocante a dinâmica da cobertura florestal total (independentemente do nível sucessional), verificou-se crescimento nos montantes totais encontrados tanto na região 1, como na região 2, isto considerando o intervalo e o período analisado (31 anos). Por outro lado, avaliando a classe denominada como “Agrícola”, observou-se uma redução considerável em ambas as regiões, principalmente nos últimos 11 anos considerados (2005-2016), que apresentaram uma redução de 10,23% e 15,13% para as regiões 1 e 2, respectivamente.

Este comportamento se deve pelo fato de que nas áreas exploradas pela mineração, são realizados trabalhos de restauração para reestabelecer a cobertura florestal anteriormente existente, além de serem criadas áreas de compensação ambiental com reflorestamento através do plantio de mudas nativas em áreas de pastagem. Exemplo disto, pode ser observado na região 2, através da proteção e conservação de uma Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN) Fazenda Boa Esperança, que beneficia e auxilia na manutenção da diversidade regional, além de contribuir para o desenvolvimento sustentável da atividade.

Quando considerado apenas os últimos 11 anos (maior variação nas mudanças de uso e ocupação do solo), observou-se um aumento de 9,76% e 15,34% na classe florestal total (vegetação inicial + vegetação avançada), para as regiões 1 e 2 respectivamente. Esta maior evolução da cobertura florestal em ambas as regiões, pode estar relacionada ao abandono de áreas degradadas pela agricultura e pecuária devido à baixa fertilidade e produção, além da conversão de áreas anteriormente utilizadas pelo setor agrícola em áreas de floresta (projetos de restauração e/ou abandono de áreas).

Esta tendência também pode ser observada nos trabalhos realizados por Amaral et al. (2009); Lira et al. (2012), que apresentam grande domínio territorial da classe agrícola diante das demais, assim como os resultados aqui encontrados. Em contrapartida, o estudo realizado por Sonter et al. (2014) em uma região sob influência da mineração localizada no Quadrilátero Ferrífero-MG, apresentou comportamento diferenciado dos padrões aqui verificados, com redução na área de floresta nativa ao longo de 20 anos.

Pode-se observar que ambas as regiões avaliadas apresentaram domínio agropecuário ao longo do período testado, representando uma média de 80,3% para a região 1 e 73,03% para a região 2. Em contrapartida, a classe de vegetação apresentou domínio médio de apenas 19,2% e 26,4% para estas regiões, respectivamente, demonstrando assim que ambas as regiões foram historicamente exploradas pela agropecuária, sendo este o principal agente de influência na paisagem.

Diante disto, no contexto da exploração mineral, pode-se dizer que esta atividade não influenciou de forma significativa a variação do uso e cobertura do solo na região quando analisada a perspectiva histórica de ambas as regiões de estudo. Além disto, pelo fato da empresa restaurar as áreas como medida de compensação ambiental, que muitas vezes é realizada em áreas de pastagem degradada, esta ação gera ganhos ambientais no médio e longo prazos e aumento da cobertura florestal, contribuindo para a sustentabilidade ambiental da atividade.

4. CONCLUSÃO

Diante dos resultados obtidos, pode-se observar que, na escala de paisagem, a atividade de mineração não apresentou influências negativas na cobertura florestal de ambas as regiões, que no geral, apresentou incremento ao longo dos anos avaliados. Além disto, diante do domínio e das condições gerais das atividades agropecuárias nestas regiões, este setor demonstrou ser o mais preocupante a nível de impactos ambientais produzidos.

Neste sentido, recomenda-se a adoção de políticas públicas de apoio e incentivo ao plantio de espécies nativas e à restauração de ambientes agropecuários degradados, educação ambiental das comunidades afetadas, além do uso de técnicas conservacionistas de solo e manejo sustentável da cobertura existente das áreas de agropecuária.

Por fim, a mineração e bauxita tem possibilitado o aumento da cobertura florestal por dois motivos principais: 1) a restauração florestal das áreas mineradas e 2) a compensação ambiental com plantios de mudas de espécies nativas em áreas de pastagem degradada.

5. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo incentivo à pesquisa através da bolsa de doutorado de D. Balestrin e a CBA-Votorantim pelo financiamento do projeto.

REFERÊNCIAS

Amaral MVF, Souza AL de, Soares VP, Martins SV, Soares CPB, Leite HG, Inácio Filho E, Gaspar RDO. Dinâmica da cobertura vegetal (1980-2004) em um projeto de produção florestal, nos municípios de Bugre e Ibapa, MG. *R. Árvore*. 2009; 33(2):315-325.

Antunes FZ. Caracterização climática do Estado de Minas Gerais. Informe Agropecuário, Belo Horizonte. 1986; 12(138):9-13.

Bezerra CG, Santos AR, Pirovani DB, Pimentel LB, Eugenio FC. Estudo da fragmentação florestal e ecologia da paisagem na sub-bacia hidrográfica do Córrego Horizonte, Alegre, ES. *Revista Espaço e Geografia*. 2011; 14(2):257-277.

Botequilha Leitão A, Ahern J. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning*. 2002; 59(2):65-93.

Chave J. The problem of pattern and scale in ecology: what have we learned in 20 years?. *Ecology letters*. 2013; 16(s1):4-16.

IBGE. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. 2ª ed. Manuais Técnicos em Geociências. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012; 271p.

Köppen W. Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra. Fondo de Cultura Económica. México. 1948; 479p.

Landis J, Koch GG. The meas. of agreement for categorical data. *Biometrics*. 1977; 33(3):159-179.

Leitão AB, Miller J, Ahern J, McGarigal K. Measuring landscapes: A planner's handbook. Island press, 2012.

Lira PK, Tambosi LR, Ewers RM, Metzger JP. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. *Forest Ecology and Management*. 2012; 278: 80-89.

Lopes RF, Branquinho JA. Jazidas de Bauxita da Zona da Mata de Minas Gerais. In: Schoblenhaus, C.; Coelho, E.S. (coordenação). Principais Depósitos Mineraiis do Brasil, v.3. Brasília: DNPM. 1988;656-661.

Martins SV (Ed.). Restauração ecológica de ecossistemas degradados. Editora UFV, Universidade Federal de Viçosa, 2012.

Metzger JP. Tree functional group richness and spatial structure in a tropical fragmented landscape (SE Brazil). *Ecological Applications*. 2000; 10:1147- 1161.

Miller D, Morrice J, Andersson L, Durozard E, Fidalgo B, Fry B, Gaspar J, Gibon A, Hassan R, Hislop M, Horne P, Huet B, Ladet S, Lange E, Leandro N, Messenger P, Mottet A, Nijnik M,

Ode A, Pascoa F, Pinto L, Quine C, Schroth O, Schwarz G, Shepherd N, Tveit SM, Vitry A, Watts K, Wissen U. 2005. Visulation tolls for public participation in the management of landscape change. Final project report, Project Reference QLK5-CT-2002-01017, Aberdeen, 2005.

Oliveira-filho AT, Tameirão-Neto E, Carvalho WAC, Werneck M, Brina AE, Vidal CV, Rezende SC, Pereira JAA. Análise florística do compartimento arbóreo de áreas de Floresta Atlântica sensu lato na região das Bacias do Leste (Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo e Rio de Janeiro). *Rodriguésia*, Rio de Janeiro. 2005; 56(87):185-235.

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, 2016. Disponível em: <https://www.r-project.org/> Acesso em: 26/07/2016.

Read J, Lam N. Spatial methods for characterising land cover and detecting land-cover changes for the tropics. *Int. J. Remote Sens.* 2002; 23:2457–2474.

Sonter LJ, Moran CJ, Barrett DJ, Soares-Filho BS. Processes of land use change in mining regions. *Journal of Cleaner Production.* 2014; 84:494-501.

USGS (U.S. Geological Survey). Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), 2000. Disponível em: <https://lta.cr.usgs.gov/SRTM> Acesso: 12/10/2016.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dos resultados obtidos com a realização destes estudos, pode-se concluir que ambas as áreas mineradas analisadas estão cumprindo sua função ecológica e evoluindo do ponto de vista sucessional e ambiental. Além disto, ambas as situações apresentaram indicativos de interações com a fauna local (presença de espécies zoocóricas), o que colabora para o fluxo gênico, dispersão e variabilidade genética das populações de plantas e animais nestes ambientes.

Somado a isto, estes estudos se mostraram fundamentais na identificação de áreas prioritárias para o desenvolvimento e estabelecimento de técnicas de restauração voltadas ao enriquecimento em diversidade, controle de gramíneas invasoras, identificação de agentes de degradação para auxílio no processo de tomada de decisões a respeito do estabelecimento de técnicas de manejo e conservação do solo.

Quanto à este último fator (conservação do solo), na região de influência da mineração, esta atividade não foi o principal agente degradante que influenciou no processo de produção de sedimentos da microbacia, isto devido à sua especificidade (áreas pontuais), além do baixo período de tempo em que o solo permanece exposto, uma vez que a mineração de bauxita é rápida (de um a poucos meses de exploração) e o processo de recobrimento do solo com a vegetação implantada realizado logo após o término das atividades.

Este padrão pode ser ainda mais evidenciado diante da qualificação do processo produtivo da empresa que, através de parcerias com universidades, qualificação dos profissionais envolvidos no setor ambiental, aplicação das técnicas recomendadas por especialistas e por fim, compromisso na execução das atividades, permite com que as atividades desenvolvidas expressem todo o seu potencial em recuperar o ambiente alterado. Além disto, com a melhor eficiência no processo de seleção das espécies, definição das melhores técnicas de restauração a serem utilizadas em função de cada situação, assim como o constante monitoramento e avaliação dos processos ecológicos, torna-se possível o maior controle do processo de produção, redução dos custos embutidos e maiores ganhos ecológicos em vista da sustentabilidade ambiental.

Neste sentido, as ações de restauração ecológica e comprometimento da Companhia Brasileira de Alumínio (CBA-Votorantim), vem produzindo bons resultados e benefícios ambientais positivos para toda a região. Estes benefícios estão ligados desde ao acréscimo da

cobertura florestal na região, conservação dos solos e aumento em diversidade de espécies arbóreas e dos processos ecológicos nas áreas mineradas.

Tais benefícios são visualmente percebidos pelo fato de a região apresentar domínio paisagístico da agropecuária, caracterizada principalmente por possuir áreas de pastagem em variado estágio de degradação, que somado ao relevo acidentado, baixa resiliência de algumas áreas devido à utilização do fogo pelos produtores rurais e constante pressão sobre os remanescentes florestais nativos, fazem com que as áreas restauradas sejam um berçário de biodiversidade e banco de material genético vegetal para toda a região, inclusive com a presença de espécies ameaçadas de extinção, cumprindo assim seu papel ambiental e social para a comunidade.

Por fim, pode-se concluir que, como constatado neste estudo, quando bem conduzidas as técnicas utilizadas antes e durante o processo de restauração de áreas mineradas, assim como a concordância e conformidade com as legislações ambientais estaduais e federais vigentes, torna-se possível a produção de bons resultados, além de ganhos ambientais, econômicos e sociais para toda a sociedade, reduzindo assim os impactos ambientais gerados e tornando os custos produtivos mais atrativos. Portanto, este é mais um estudo que comprova a viabilidade e sustentabilidade ambiental da mineração de bauxita na Zona da Mata mineira.

9. APÊNDICE

Tabela 1: Nomenclatura científica e popular das espécies vegetais encontradas nos levantamentos de campo.

Family / Species	Common name	Planting of seedlings	Restoration (14 years)	Natural regeneration (6 years)	Seed bank (6 years)
Achariaceae					
<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) A Gray	Fruta de cutia; Sapucainha	X			
Anacardiaceae					
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	Gonçalo-alves; Gonçaleiro		X		
<i>Mangifera indica</i> L.	Manga; Mangueira		X		
<i>Spondias mombin</i> L.	Cajazeiro; Taperebá		X		
Annonaceae					
<i>Annona cacans</i> Warm.	Araticum; Araticum cagão		X		
<i>Xylopia sericea</i> A. St.-Hil.	Pindaíba; Pimenta de macaco		X		
Amaranthaceae					
<i>Amaranthus deflexus</i> L.	Caruru; Caruru rasteiro				X
Areaceae					
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	Palmito Juçara; Palmito doce	X	X		X
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Palmeira Jerivá	X			
Asteraceae					
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Mentrasito; Erva de são joão				X
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Vassourinha; Alecrim do campo			X	
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	Buva; Voadeira				X
<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC.	Falsa serralha; Serralhinha				X
<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	Serralha brava; Cariçoba				X
<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	Brinco de Princesa; Botão de ouro				X
<i>Galinsoga quadriradiata</i> Ruiz & Pav.	Fazendeiro; Botão ouro				X
<i>Gnaphalium pensylvanicum</i> Willd	Macela; Meloso				X
<i>Gnaphalium purpureum</i> L.	Macela fina; Escama sapo				X
<i>Gnaphalium spicatum</i> Mill.	Erva branca; Macela branca				X

Continua...

<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	Cambará preto; Candeia		X	X	
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Serralha; Serralha lisa				X
<i>Symphypappus itaiyensis</i> (Hieron.) R.M.King & H.Rob.	Vassoura			X	
<i>Vernonanthura diffusa</i> (Less.) H.Rob.	Cambará-açu		X	X	X
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	Vernônia; Vassourão branco			X	
<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.	Assa peixe; Cambará branco			X	X
Begoniaceae					
<i>Begonia cucullata</i> Willd.	Azedinha do brejo				X
Bignoniaceae					
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Ipê roxo	X	X		
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Caroba; Carobão		X	X	
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	Caroba branca	X		X	
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	Ipê tabaco; Ipê preto	X	X		
Brassicaceae					
<i>Lepidium virginicum</i> L.	Mastruço; Mastruço de galinha				X
Cannabaceae					
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Grandiúva; Crindeúva	X	X	X	X
Commelinaceae					
<i>Commelina benghalensis</i> L.	Maria mole; Erva de santa luzia				X
<i>Commelina diffusa</i> Burm. f.	Trapoeraba; Marianinha				X
Convolvulaceae					
<i>Ipomoea sp.</i>	NC				X
Cyperaceae					
<i>Cyperus distans</i> L. F.	Três quinas; Junquinho				X
<i>Cyperus rotundus</i> L.	Tiririca; Capim dandá				X
Chrysobalanaceae					
<i>Licania sp.</i>	NC			X	
<i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch	Oiti; Oitizeiro	X	X		
Euphorbiaceae					
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	Tanheiro			X	

Continua...

<i>Aparisthium cordatum</i> (A.Juss.) Baill.	Iricurana			X	
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Sangra d'agua; urucurana			X	
<i>Euphorbia heterophylla</i> L.	Leiteira; Amendoim bravo				X
<i>Joannesia princeps</i> Vell.	Boleira; Cutieira	X		X	
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	Canudo de pito; Mamoninha do mato			X	
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Cascudinho; Bonifácio			X	
Fabaceae					
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico branco; Mamica de porca	X			
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	Angico vermelho	X		X	
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	Garapa; Grápia			X	
<i>Cassia ferruginea</i> (Schrud.) Schrad. ex DC.	Canafístula	X			
<i>Cassia grandis</i> L. f.	Cássia rosa; Cássia grande	X		X	
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	Sombreiro; Faveira	X		X	
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Benth.	Angelim de morcego; Angelim do campo	X		X	
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Timbaúva; Orelha de negro			X	
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá; Farinheira	X		X	
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Ingá mirim; Ingá feijão			X	
<i>Inga vera</i> Willd.	Ingá do brejo; Ingá pequeno	X		X	
<i>Libidibia férrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	Pau ferro; Jucá			X	
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	Timbó; Rabo de bugio			X	
<i>Machaerium nycitans</i> (Vell.) Benth.	Bico de pato; Sovela			X	
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Faveiro			X	
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Pau jacaré; Angico jacaré	X		X	X
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	Vinhático	X			
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	Amendoim do mato; Uruvalheira	X			
<i>Poincianella pluviosa</i> (DC.) L.P. Queiroz	Sibipiruna	X		X	
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F.Blake	Guapuruvu; Ficheira			X	
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Killip	Monjoleiro			X	
<i>Senna macranthera</i> (Collad.) H.S.Irwin & Barneby	Fedegoso; Manduirana	X		X	
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	Farinha seca	X		X	X

Continua...

Lamiaceae				
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	Papagaio; Tamanqueira		X	
<i>Hyptis suaveolens</i> (L.) Poit.	Alfavaca de caboclo; Alfazema brava			X
<i>Leonotis nepetifolia</i> (L.) R. Br.	Cordão de frade			X
Lecythidaceae				
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Jequitibá; Jequitibá branco	X		
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	Jequitibá; Jequitibá rosa		X	
Malpighiaceae				
<i>Lophanthera lactescens</i> Ducke	Chuva de ouro	X		
Malvaceae				
<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	Açoita cavalo	X	X	
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	Embiricu; Embiricu		X	
<i>Sida rhombifolia</i> L.	Mata pasto; guanxuma			X
<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	Carrapicho; Carrapicho grande			X
Melastomataceae				
<i>Leandra niangaeformis</i> Cogn.	Calção de velho			X
<i>Miconia cabucu</i> Hoehne	Pixiricuçu; Pixiricão		X	
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	Jacatirão; Jacatirão açu		X	
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	Quaresmeira; Quaresmeira roxa	X	X	X
Meliaceae				
<i>Cabralea canjerana</i> Saldanha	Canjerana		X	
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro	X	X	
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Taúva; Marinheiro	X	X	
<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	Canjambo		X	
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	Catiguá; Baga de morcego		X	
Moraceae				
<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	Jaca	X	X	
Myrtaceae				
<i>Eugenia florida</i> DC.	Pitanga	X		
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	Guamirim; Coração tinto		X	

Continua...

<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Guamirim da folha fina	X		
<i>Psidium guajava</i> L.	Goiaba	X		X
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	Jamelão	X	X	
Onagraceae				
<i>Ludwigia tomentosa</i> (Cambess.) H. Hara	Cruz de malta			X
Oxalidaceae				
<i>Oxalis corniculata</i> L.	Erva azeda; Três corações			X
Poaceae				
<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	Capim colchão; Capim milhã			X
<i>Digitaria insularis</i> (L.) Fedde	Capim amargoso; Vassourinha			X
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	Milhã; Milhã de pendão			X
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	Capim pé de galinha			X
<i>Urochloa decumbens</i> Stapf	Brachiara			X
<i>Urochloa plantaginea</i> (Link) Hitchc.	Brachiaria			X
Portulacaceae				
<i>Portulaca oleracea</i> L.	Beldroega			X
Phyllanthaceae				
<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	Quebra pedra; Erva pombinha			X
Phytolaccaceae				
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	Pau dalho	X		
Primulaceae				
<i>Myrsine ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Spreng.	Capororoca		X	X
Rubiaceae				
<i>Genipa americana</i> L.	Jenipapo; Jenipaba	X		
Rosaceae				
<i>Rubus rosifolius</i> Sm.	Amoreira silvestre			X
Rubiaceae				
<i>Diodella teres</i> (Walter) Small	Corre mundo			X
<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	Poaia; Poaia branca			X
<i>Spermacoce latifolia</i> Aubl.	Erva quente			X

Continua...

Rutaceae				
<i>Dictyoloma vandellianum</i> A. Juss.	Tinguí; Brauninha		X	X
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Mamica de porca; Tembetari		X	
Salicaceae				
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	Laranjinha; Pau de espeto		X	
Solanaceae				
<i>Nicandra physaloides</i> (L.) Gaertn.	Juá de capote; balão			X
<i>Solanum americanum</i> Mill.	Maria preta; Erva moura			X
<i>Solanum mauritianum</i> Scop	Fumo bravo; Fumeiro bravo			X
<i>Solanum cernuum</i> Vell.	Panacéia		X	
<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	Fumeirinho		X	
Urticaceae				
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	Embaúba vermelha	X	X	
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	Embaúva prateada; Embauba branca		X	X
<i>Pilea microphylla</i> (L.) Liebm.	Brilhantina; Dinheirinho			X
Verbenaceae				
<i>Lantana camara</i> L.	Cambará; Lantana			X

Onde: NC = Não Classificada