

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS - CAMPUS SOROCABA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SUSTENTABILIDADE NA GESTÃO
AMBIENTAL

MARCELLE TEODORO LIMA

**REGENERAÇÃO NATURAL NAS PILHAS DE ESTÉRIL EM MINERAÇÃO DE
CALCÁRIO, SALTO DE PIRAPORA, SP**

Sorocaba

2016

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS - CAMPUS SOROCABA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SUSTENTABILIDADE NA GESTÃO
AMBIENTAL

MARCELLE TEODORO LIMA

**REGENERAÇÃO NATURAL NAS PILHAS DE ESTÉRIL EM MINERAÇÃO DE
CALCÁRIO, SALTO DE PIRAPORA, SP**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Sustentabilidade na Gestão Ambiental, da Universidade Federal de São Carlos – *Campus* Sorocaba, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Sustentabilidade na Gestão Ambiental.

Orientação: Prof^ª. Dr^ª. Kelly Cristina Tonello

Coorientação: Prof^ª. Dr^ª. Eliana Cardoso Leite

Sorocaba
2016

MARCELLE TEODORO LIMA

**REGENERAÇÃO NATURAL NAS PILHAS DE ESTÉRIL EM MINERAÇÃO DE
CALCÁRIO, SALTO DE PIRAPORA, SP**

Dissertação defendida e APROVADA em: 13/12/2016

Orientadora:

Profª. Drª. Kelly Cristina Tonello
Universidade Federal de São Carlos - UFSCar

Examinador:

Profª. Drª. Fernando Silveira Franco
Universidade Federal de São Carlos - UFSCar

Examinador:

Profº. Drº. Admilson Írio Ribeiro
Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” - UNESP

*“Aquilo que parecia impossível,
Aquilo que parecia não ter saída,
Aquilo que parecia ser minha morte
Mais Jesus mudou minha sorte,
Sou um milagre estou aqui”*

Banda Louvor e Glória

AGRADECIMENTOS

O sentimento é gratidão por todos que de alguma forma me ajudaram a completar essa fase de tanto aprendizado, principalmente:

- Primeiramente a Deus por me conceder a graça de conseguir o título de Mestre mesmo em meio a tantas dificuldades.

- À minha Orientadora Prof^ª. Dr^ª. Kelly Cristina Tonello, pela dedicação, motivação, disponibilidade e paciência, por desde o início acreditar na minha capacidade e competência, por contribuir de forma efetiva para o meu desenvolvimento científico, profissional e pessoal.

- À minha Coorientadora Eliana Cardoso Leite, que muito contribuiu para o desenvolvimento dessa pesquisa.

- Aos membros da Banca, Prof^º. Dr^º. Admilson Írio Ribeiro e Herly Carlos Teixeira Dias que gentilmente aceitaram fazer parte e contribuíram para o aperfeiçoamento deste trabalho.

- À ADHER Mineração por disponibilizar o espaço para a realização da pesquisa e assim contribuir para meu desenvolvimento científico e acadêmico.

- Aos colegas que se dispuseram a ajudar nas coletas de campo e que foram de imensa importância para a conclusão deste estudo: a equipe do Hidrolef em especial Gustavo, Débora, Alexandra, Mateus, Nair, Paulo, Yoshie e aos alunos Edilson, Ranieli e Luan do curso Técnico em Meio Ambiente do SENAC.

- Ao meu esposo Daniel que sempre me apoiou e não mediu esforços para ajudar a me manter firme no meu propósito.

CONTEÚDO

LISTA DE FIGURAS.....	x
LISTA DE TABELAS.....	xi
RESUMO.....	xii
ABSTRACT.....	xiii
INTRODUÇÃO GERAL.....	13
CAPÍTULO 1.....	15
1. REFERENCIAL TEÓRICO.....	15
1.1 Degradação ambiental e área degradada pela mineração.....	15
1.2 Resíduos da atividade de extração mineral do calcário.....	17
1.3 Recuperação de áreas degradadas.....	18
1.4 Regeneração natural.....	19
1.5 Sucessão ecológica.....	21
1.6 Espécies exóticas facilitadoras e inibidoras.....	23
1.7 Critério de monitoramento e avaliação do desempenho da área em recuperação.....	24
2. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	36
3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	37
CAPÍTULO 2: ESTRUTURA FITOSSOCIOLÓGICA NA REGENERAÇÃO NATURAL DE PILHAS DE ESTÉRIL EM MINERAÇÃO DE CALCÁRIO.....	50
RESUMO.....	50
1. INTRODUÇÃO.....	50
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	52
2.1 Descrições da área experimental.....	52
2.2 Planejamento experimental.....	52
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	56
4. CONCLUSÕES.....	66

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	67
CAPÍTULO 3: CARACTERIZAÇÃO FÍSICA, QUÍMICA E VEGETACIONAL EM ÁREAS MINERADAS DE CALCÁRIO EM PROCESSO DE REGENERAÇÃO NATURAL.....	73
RESUMO	73
1. INTRODUÇÃO.....	73
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	75
2.1 Localização do estudo.....	75
2.2 Planejamento experimental	75
2.2.1 Caracterização da vegetação.....	76
2.2.2 Coleta e análises da qualidade dos substratos/solos	76
2.2.2.1 Caracterização da cobertura.....	77
2.2.2.2 Caracterização física	77
2.2.2.3 Caracterização química	79
2.2.3 Tratamento dos dados	79
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	79
3.1 Caracterização da vegetação.....	79
3.2 Qualidade dos substratos/solos.....	81
3.2.1 Caracterização da cobertura.....	81
3.2.2 Caracterização física	83
3.2.3 Caracterização química	85
4. CONCLUSÕES	88
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	88
5. CONCLUSÕES GERAIS	93

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 2. Estrutura fitossociológica na regeneração natural de pilhas de estéril em mineração de calcário

Figura 1. Localização das áreas em estudo.....	53
Figura 2. Parcela na Área I (a), Área II (b) e AR (c).....	53
Figura 3. Famílias e número de indivíduos das espécies amostradas na Área I.....	56
Figura 4. Famílias e número de indivíduos das espécies amostradas na Área II.....	57
Figura 5. Famílias e número de indivíduos das espécies amostradas na AR.....	57
Figura 6. Porcentagem da categoria sucessional das espécies amostradas nas Áreas I, II e AR.....	61
Figura 7. Dendrograma de similaridade florística entre as diferentes áreas amostradas.....	61
Figura 8. Cinco espécies com maior IVI amostradas na Área I.....	62
Figura 9. Cinco espécies com maior IVI amostradas na Área II.....	63
Figura 10. Proporção da riqueza da <i>L. leucocephala</i> nos diferentes ambientes em relação às demais espécie.....	64

Capítulo 3. Caracterização física, química e vegetacional de áreas mineradas em calcário em processo de regeneração natural

Figura 1. Método do quadrante para amostragem de cobertura dos substratos/solos.....	77
Figura 2. Penetrômetro de solos (a), Sensor Aquaterr (b), Luxímetro (c) Amostragem de solos com trado (d).....	78
Figura 3. Porcentagem das características de cobertura dos substratos e solos amostrados.....	82
Figura 4. Curva granulométrica dos substratos/solos das áreas amostradas.....	84
Figura 5. Porcentagem de areia, silte e argila dos substratos e solos amostrados.....	85

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1. Referencial Teórico

Tabela 1. Influência das frações areia, silte e argila no comportamento do solo.....31

Tabela 2. Valores de pH de amostras dos diferentes substratos e solos33

Capítulo 2. Estrutura fitossociológica na regeneração natural de pilhas de estéril em mineração de calcário

Tabela 1. Variáveis Fitossociológicas obtidas pelo software Fitopac 2.1.....54

Tabela 2. Relação das espécies amostradas nas pilhas de estéril em mineração de calcário e agregados abandonada desde 2013 (Área I) e desde 1994 (Área II), com os respectivos parâmetros fitossociológico, origem e categoria sucessional. N = número de indivíduos; N(Am) = número de indivíduo por área amostrada; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa ; DoA = dominância absoluta; DoR = dominância relativa; IVI = índice de valor de importância; e IVC = índice de valor de cobertura; CS = categoria sucessional (P = pioneira, NP = não pioneira); OR = origem (E = exótica, N = nativa).....58

Tabela 3. Lista das espécies amostradas no fragmento florestal nativo (AR) presente na mineração de calcário e agregados, com os respectivos parâmetros fitossociológicos, origem e categorias sucessional. N = número de indivíduos; N(Am) = número de indivíduo por área amostrada; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa ; DoA = dominância absoluta; DoR = dominância relativa; IVI = índice de valor de importância; e IVC = índice de valor de cobertura; CS = categoria sucessional (P = pioneira, NP = não pioneira); OR = origem (E = exótica, N = nativa).....59

Capítulo 3. Caracterização física, química e vegetacional de áreas mineradas em calcário em processo de regeneração natural

Tabela 1. Atributos para a caracterização dos substratos/solos aplicáveis para avaliação de áreas em regeneração natural.....77

Tabela 2. Resultados dos parâmetros avaliados nas três áreas amostradas em mineração de calcário e agregados, Salto de Pirapora, SP.....87

RESUMO

LIMA, Marcelle Teodoro, M.S. **Regeneração natural nas pilhas de estéril em mineração de calcário, Salto de Pirapora, SP.** 93 f. Dissertação em Sustentabilidade na Gestão Ambiental Universidade Federal de São Carlos, Campus Sorocaba, 2016.

A presente pesquisa teve como objetivo verificar a possibilidade de sucessão ecológica por regeneração natural em pilhas de estéril na mineração de calcário e se presença da vegetação está melhorando as características biológicas, físicas e químicas dos substratos. O estudo foi dividido em dois capítulos. O primeiro trata-se do estudo da composição e estrutura fitossociológica da vegetação que se estabeleceu espontaneamente nas pilhas de estéril de diferentes idades, já o segundo capítulo busca caracterizar a qualidade edáfica dos substratos nas pilhas de estéril de diferentes idades em processo de regeneração natural, ambos os estudos utilizou-se como medida de referência um fragmento florestal nativo adjacente às cavas de mineração. De forma geral, constatou-se que houve o estabelecimento da vegetação por meio da regeneração natural nas pilhas de estéril e que a espécie *Leucaena leucocephala* se estabeleceu mais expressivamente que as demais espécies. Quanto à caracterização edáfica dos substratos, os resultados apontam que a regeneração natural nas pilhas de estéril contribuiu para a melhoria das características biológicas, físicas e químicas ao longo do tempo.

Palavras-chave: Restauração. Levantamento fitossociológico. Mineradora de calcário. Características dos substratos.

ABSTRACT

LIMA, Marcelle Teodoro, M.S. **Natural regeneration in sterile piles in limestone mining, Salto de Pirapora, SP.** 93 f. Dissertation in Sustainability in Environmental Management - Federal University of São Carlos, Sorocaba Campus, 2016.

The present research had as objective to verify the possibility of ecological succession by natural regeneration in sterile piles in the limestone mining and if presence of the vegetation is improving the biological, physical and chemical characteristics of the substrates. The study was divided into two chapters. The first one deals with the study of the composition and phytosociological structure of the vegetation that was established spontaneously in the sterile stacks of different ages, and the second chapter seeks to characterize the edaphic quality of the substrates in the stacks of sterile of different ages in process of passive restoration, Both studies used as a reference measure a native forest fragment adjacent to the mining cavas. In general, it was verified that the vegetation was established through the passive restoration in the sterile stacks and that the species *Leucaena leucocephala* was established more expressively than the other species. Regarding the edaphic characterization of the substrates, the results indicate that the passive restoration in the sterile cells contributed to the improvement of the biological, physical and chemical characteristics over time.

Keywords: Restoration. Phytosociological. Limestone mining. Substrate of the characteristics.

INTRODUÇÃO GERAL

A mineração é uma das esferas básicas da economia do Brasil que colabora de forma decisiva para o bem estar e a melhoria da qualidade de vida das presentes e futuras gerações, sendo fundamental para o desenvolvimento de uma sociedade equânime, desde que seja operada com responsabilidade social, estando sempre presentes os preceitos do desenvolvimento sustentável (FARIAS, 2002).

Os bens minerais são essenciais para a evolução da humanidade, no entanto, a extração por recursos minerais ocasiona impactos significativos no meio ambiente, seja no que diz respeito à exploração de áreas naturais ou mesmo, na geração de resíduos. Dentre as etapas da atividade está a supressão de vegetação ou impedimento de sua regeneração. Em muitas situações, o solo superficial de maior fertilidade é também removido, e os solos remanescentes ficam expostos aos processos erosivos que podem acarretar em assoreamento dos corpos d'água do entorno.

A mineração subterrânea ou a céu aberto promove a remoção da vegetação, do solo e das camadas geológicas, subjacentes ou intercaladas ao minério de interesse, o que muda a topografia permanentemente e interrompe o regime hidrológico superficial e subsuperficial (SHRESTHA e LAL, 2011). Zuquette; Rodrigues; Pejon (2013) consideram que a degradação ambiental pode estar associada a alguns problemas comuns na mineração como a retirada de material geológico (escavação e erosão), acréscimo de material (aterro e disposição de rejeitos) e compactação do solo.

Diversas são as etapas envolvidas na extração mineral que tem como consequência os resíduos minerais, que devem ser depositados em locais preparados para recebê-los, seguindo normas técnicas que minimizem os impactos ambientais que possam provocar contaminações dos solos, rios e ar e garantir o menor impacto visual possível (SILVA, 2007). Em muitas situações, os resíduos minerais ficam expostos, o que acelera os processos erosivos devido à ausência considerável de solo e conseqüentemente da vegetação, tornando-se necessário a recuperação nessas áreas.

A recuperação de uma área degradada por um determinado empreendimento, como a mineração, pode ser definida como técnicas que visem à dinâmica ambiental, estabilidade e funcionalidade do ecossistema e segundo Zuquette; Rodrigues; Pejon (2013) recuperação de áreas degradadas consiste no restabelecimento do equilíbrio dos processos físicos e/ou químicos e/ou biológicos, permitindo o uso da área após a interrupção dos mecanismos que levaram a degradação.

Uma das técnicas utilizadas para recuperar áreas degradadas é a restauração ecológica, tendo como um dos modelos a regeneração natural. De acordo com Gama; Botelho; Bentes-Gama (2002)

a regeneração natural decorre da interação de processos naturais de restabelecimento do ecossistema florestal. Portanto, parte do ciclo de crescimento da floresta refere-se às fases iniciais de seu estabelecimento e desenvolvimento. O estudo da regeneração natural permite a realização de previsões sobre o comportamento e desenvolvimento futuro da floresta, pois fornece a relação e a quantidade de espécies que constitui o seu estoque, bem como suas dimensões e distribuição na área.

Das interações mais frequentes observadas na sucessão, tem-se a relação entre competição e facilitação. Entre as plantas que crescem próximas umas das outras podem prevalecer efeitos negativos, havendo competição que limita os recursos como água, nutrientes, luz e espaço (PADILLA e PUGNAIRE, 2006). Já a facilitação pode exercer influências positivas, aumentando a sobrevivência de indivíduos e a diversidade local, modificando as condições bióticas causadas por toda e qualquer presença de espécies (STACHOWICZ, 2001; PADILLA e PUGNAIRE, 2006; MCINTIRE e FAJARDO, 2014).

Conhecer as características do solo torna-se imprescindível para delinear a sua contribuição no sucesso da revegetação e aporte na sustentabilidade do ecossistema em formação (ALMEIDA e SÁNCHEZ, 2005). Corrêa (2007) resume o conceito de indicador de solo como a propriedade, processo ou característica mensurável usado para monitorar mudanças. Valcarcel (2007) comenta que indicadores do solo podem ser usados para propor estratégias de RADs, assim como para monitorar a efetividade das ações de RADs e avaliar o comportamento ambiental de áreas recuperadas. Segundo Almeida (2010) em termos de melhoria das características do substrato, sugere que as variáveis biológicas, químicas e físicas sejam utilizadas como indicadores e estudadas em conjunto.

Estudos sobre a composição e estrutura fitossociológica da vegetação colonizadoras em áreas degradadas por mineração são ferramentas importantes para orientar na recuperação de áreas mineradas, pois permitem o monitoramento e a previsão dos processos de transformação das populações e das comunidades vegetais isoladas (SHEIL; JENNINGS; SAVILL, 2000) e segundo Almeida e Sánchez (2015) o monitoramento, por meio da obtenção de medidas dos seus atributos funcionais, pode fornecer dados que indiquem as tendências desse processo, especialmente quando comparados aos dados de locais das áreas sem interferência da mineração ou, ainda, com remanescentes de vegetação nativa, tidas como áreas de referência.

Esta dissertação foi estruturada em três capítulos. O primeiro é uma revisão de literatura a respeito da degradação ambiental e área degradada pela mineração, resíduos da atividade de extração mineral do calcário, recuperação de áreas degradadas com foco em regeneração natural e **os critérios** de monitoramento e avaliação do desempenho da área em recuperação. O segundo

capítulo trata do estudo da estrutura fitossociológica na regeneração natural de pilhas de estéril em mineração de calcário, na busca de se conhecer o processo de restauração na área. Por fim, o estudo do terceiro capítulo discute sobre a caracterização biológica, física e química do solo em áreas mineradas de calcário em processo de regeneração natural.

CAPÍTULO 1

1. REFERENCIAL TEÓRICO

1.1 Degradação ambiental e área degradada pela mineração

O conceito de degradação ambiental, segundo Sánchez (2006) aborda múltiplos significados e está relacionado a fatores que interferem no equilíbrio ecológico do meio abiótico e biótico, como: perda de capital natural, perda de funções ambientais, alteração nas paisagens e o risco a saúde e a segurança das pessoas, podendo ser considerada como um processo de descaracterização e degeneração do meio ambiente provocado por alterações de ordem física, química ou biológica que comprometam a fauna, flora e conseqüentemente o equilíbrio ecológico.

Apesar da expressão “degradação da qualidade ambiental” ser bastante antiga, essa mesma ganhou força por volta de 1986, quando foram estabelecidas no Brasil as primeiras diretrizes básicas para elaboração dos estudos de impactos ambientais e relatórios de impactos ambientais (SÁNCHEZ, 1993).

A luz da legislação ambiental brasileira a terminologia degradação normalmente está associada à alteração adversa no meio que afeta equilíbrio ecológico e ambiental, através da publicação da Lei 6.938 de 31 de agosto de 1981, artigo terceiro parágrafo II, entende-se por “degradação da qualidade ambiental, a alteração adversa das características do meio ambiente” (BRASIL, 1981).

O conceito de degradação vem exposto no Decreto nº 97.632/89, em seu artigo 2º como “processos resultantes de danos ao meio ambiente pelos quais se perdem ou se reduzem algumas de suas propriedades, tais como a qualidade produtiva dos recursos naturais”. E, da mesma forma, conceitua no artigo 3º que a recuperação “deverá ter por objetivo o retorno do sítio degradado a uma forma de utilização, de acordo com um plano preestabelecido para o uso do solo, visando a obtenção de uma estabilidade do meio ambiente”. Bitar (1997) menciona que no caso de atividades decorrentes da mineração, a degradação pode ser entendida como os processos resultantes de danos ao meio ambiente, pelos quais se perdem ou se reduzem algumas de suas propriedades, tais como a qualidade ou capacidade produtiva dos recursos ambientais.

O conceito de área degradada pode sofrer algumas modificações de acordo com a área de conhecimento e de estudo em questão, assim na área biológica, esses conceitos estão mais ligados aos aspectos relacionados à evolução de ecossistemas, onde essas alterações são resultantes de atividades humanas e que não podem ser corrigidas rapidamente. (EMBRAPA, 2008).

Destaquem-se as considerações de Poveda (2006) no que tange a degradação ambiental decorrente da mineração, a degradação de uma área independentemente da atividade ali implantada, se verifica quando a vegetação, e por consequência a fauna, são destruídas, removidas ou expulsas, a camada fértil do solo é perdida, removida ou coberta, afetando a vazão e a qualidade dos corpos de água superficiais ou subterrâneos, refletindo-se na alteração das características físicas, químicas e biológicas da área afetando seu potencial socioeconômico.

Na área da mineração, diante da variedade de conceitos de áreas degradadas a ABNT (NBR 13030/99), que trata sobre a elaboração e apresentação de projetos de reabilitação de áreas degradadas pela mineração, define área degradada como aquela com “diversos graus de alteração dos fatores bióticos e abióticos, causados pelas atividades de mineração”.

De acordo com Machi e Sánches (2010, p. 209):

praticamente, toda atividade de mineração implica supressão de vegetação ou impedimento de sua regeneração. Em muitas situações, o solo superficial de maior fertilidade é também removido, e os solos remanescentes ficam expostos aos processos erosivos que podem acarretar em assoreamento dos corpos d'água do entorno.

Os bens minerais são essenciais para a evolução da humanidade, no entanto, a extração por recursos minerais ocasiona impactos significativos no meio ambiente, seja no que diz respeito à exploração de áreas naturais ou mesmo, na geração de resíduos. Dentre as etapas da atividade está a supressão de vegetação ou impedimento de sua regeneração. Em muitas situações, o solo superficial de maior fertilidade é também removido, e os solos remanescentes ficam expostos aos processos erosivos que podem acarretar em assoreamento dos corpos d'água do entorno.

Shrestha e Lal (2011) descrevem que a atividade de mineração provoca alterações no ambiente, modificando significativamente a estética e a biodiversidade local, por isso é tão veementemente criticada por conservacionistas e caracterizada como de elevado potencial de degradação. A mineração subterrânea ou a céu aberto promove a remoção da vegetação, do solo e das camadas geológicas, sobrejacentes ou intercaladas ao minério de interesse, o que muda a topografia permanentemente e interrompe o regime hidrológico superficial e subsuperficial. Zuquette; Rodrigues; Pejon (2013) consideram que a degradação ambiental pode estar associada a alguns problemas comuns na mineração como a “retirada de material geológico (escavação e erosão), acréscimo de material (aterro e disposição de rejeitos) e compactação do solo”.

Segundo Bitar (1997) a aplicação dos conceitos da degradação proposto pela ABNT na maioria dos casos considera a impossibilidade de aplicação da restauração em razão dos grandes volumes de materiais escavados e transferidos para outros locais durante a atividade de mineração, induzindo a utilização do termo recuperação propriamente dita (no sentido da estabilização das áreas degradadas) ou à reabilitação (no sentido de conferir outro uso para as áreas degradadas).

A atividade mineraria origina consequências negativas no meio físico, podendo ser em escalas pontuais até escalas regionais. A exploração de minerais leva a supressão da vegetação, altera drasticamente a paisagem e perturba totalmente o ecossistema (GARDNER, 2001).

Segundo Bitar (1997), as principais alterações ambientais causadas pela mineração podem ser resumidas por meio da supressão de áreas de vegetação, reconfiguração de superfícies topográficas, impacto visual, aceleração de processos erosivos, aumento da turbidez e assoreamento de corpos d'água, emissão de gases e partículas no ar, ruídos, além da propagação de vibrações no solo.

A mineração é considerada uma das atividades humanas que mais contribui para a alteração da superfície terrestre, provocando expressivos impactos sobre a água, o ar, o solo, o subsolo e a paisagem como um todo. A degradação é um processo inerente à atividade de mineração e sua intensidade depende do volume explorado, do tipo de mineração e dos rejeitos produzidos (GRIFFITH, 1989).

1.2 Resíduos da atividade de extração mineral do calcário

De acordo com Machi e Sánches (2010, p. 211):

Apesar de as primeiras descobertas de recursos minerais brasileiros no final do século XVI terem ocorrido em território paulista, à economia paulista notabilizou-se inicialmente pela atividade agrícola, seguida do desenvolvimento industrial e da aceleração do crescimento urbano. Essas características, associadas às potencialidades dos terrenos geológicos, determinaram, definitivamente, o perfil atual da indústria mineral paulista, voltado notoriamente ao consumo interno para atender às indústrias dos setores cerâmico, siderúrgico, cimenteiro, vidreiro, entre outros, de insumos para agricultura e, de forma vigorosa, da construção civil.

O calcário é usado como matéria-prima na construção civil, na fabricação de cal e cimento, e tem grande importância na agricultura, como corretivo para solos ácidos. Além disso, é empregado na indústria de papel, plástico, química, siderúrgica, de vidro e refratários. A maior parte das minas de calcário no mundo é lavrada a céu aberto, nas chamadas pedreiras. No Brasil, isso não é diferente. Assim explorado, o calcário tem seu custo bastante reduzido. As principais etapas da lavra de calcário nessas condições incluem: remoção do capeamento, perfuração, desmonte por

explosivos, e transporte até a usina de processamento (SILVA, 2009). Para obtenção do mineral, resíduos sólidos são gerados, tais como o estéril e rejeito.

Chammas (1989) define mineração como um complexo de atividades necessárias à extração econômica de bens minerais da crosta terrestre, provocando transformações no meio ambiente. A lavra constitui-se no conjunto de atividades coordenadas que extraem um bem mineral, objetivando o seu aproveitamento industrial ou uso direto. Na lavra são produzidos resíduos minerais chamados de estéril, provenientes do decape de mina. Já nos processos de resíduos minerais denominados rejeitos. Em linhas gerais pode-se dizer que ao longo da atividade de mineração são obtidos as pilhas de estéril, o produto final e as pilhas rejeitos.

De acordo com o IPEA (2012, p. 9):

na atividade de mineração, existem dois tipos principais de resíduos sólidos: os estéreis e os rejeitos. Os estéreis são os materiais escavados, gerados pelas atividades de extração (ou lavra) no decapeamento da mina, não têm valor econômico e ficam geralmente dispostos em camadas. Os rejeitos são resíduos resultantes dos processos de beneficiamento a que são submetidas às substâncias minerais. Estes processos têm a finalidade de padronizar o tamanho dos fragmentos, removerem minerais associados sem valor econômico e aumentar a qualidade, pureza ou teor do produto final. Existem ainda outros resíduos, constituídos por um conjunto bastante diverso de materiais, tais como efluentes do tratamento de esgoto gerado nas plantas de mineração, carcaças de baterias e pneus utilizados pela frota de veículos, provenientes da operação das plantas de extração e de beneficiamento das substâncias minerais.

Segundo Silva (2007) estéril é o termo usado em geologia econômica para as substâncias minerais que não têm aproveitamento econômico. Após o beneficiamento do minério e retirado o mineral de interesse comercial, o que sobra do processo é o rejeito. Rejeito são rochas ou minerais inaproveitáveis presentes no minério e que são separadas deste, total ou parcialmente, durante o beneficiamento. Ambos os resíduos minerais, estéril e rejeito, devem ser depositados em locais preparados para recebê-los, seguindo normas técnicas que minimizem os impactos ambientais que possam provocar contaminações dos solos, rios e ar e garantir o menor impacto visual possível.

Em muitas situações, os resíduos minerais ficam expostos, o que acelera os processos erosivos devido à ausência considerável de solo e conseqüentemente da vegetação, tornando-se necessário a recuperação nessas áreas.

1.3 Recuperação de áreas degradadas

O tema recuperação de áreas degradadas tem sido objeto de numerosos estudos nas últimas décadas, adquirindo caráter de uma nova área de conhecimento que tem como definição os aspectos teóricos e práticos relacionados com a recuperação e o funcionamento da integridade ecológica de ecossistemas, dentro de uma abordagem holística, envolvendo inclusive os aspectos sociais e econômicos (RODRIGUES e GANDOLFI, 1996).

A recuperação de ecossistemas degradados é uma atividade muito antiga, podendo-se encontrar exemplos de sua existência na história de diferentes povos, épocas e regiões. No entanto, até recentemente, ela se caracterizava como uma atividade sem vínculos estreitos com concepções teóricas, sendo executada normalmente como uma prática de plantio de mudas, com objetivos muito específicos (RODRIGUES; MALTONI; CASSIOLATO, 2007). Para Zuquette; Rodrigues; Pejon (2013, p. 589) a recuperação de áreas degradadas consiste no “restabelecimento do equilíbrio dos processos físicos e/ou químicos e/ou biológicos, permitindo o uso da área após a interrupção dos mecanismos que levaram a degradação”.

Segundo a Lei Federal N° 9.985, de 18 de julho de 2000, em seu art. 2, Parágrafo XIII recuperação é a “restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original” (BRASIL, 2000, p. 1).

No Estado de São Paulo, estudos sobre recuperação das áreas degradadas constituem-se em um dos desafios estabelecidos nos principais programas de políticas públicas da Secretaria de Estado do Meio Ambiente de São Paulo - SMA (BARBOSA, 2003). Rodrigues e Gandolfi (2001) consideram que os programas de recuperação de áreas degradadas deixaram de ser mera aplicação de práticas agronômicas ou silviculturais de plantios de espécies perenes. De acordo com estes autores, as tentativas limitadas de remediar um dano que, na maioria das vezes poderia ter sido evitado, fazem parte do passado e, atualmente, a restauração deve assumir a difícil tarefa da reconstrução dos processos ecológicos de forma a garantir a perpetuação e sustentabilidade da floresta ao longo do tempo.

A recuperação de uma área degradada por um determinado empreendimento, como a mineração, pode ser definida como técnicas que visem à dinâmica ambiental, estabilidade e funcionalidade do ecossistema e segundo Sánchez (1993) é aplicações de técnicas de manejo, tornando uma área apta a um uso do solo produtivo e sustentável, em equilíbrio dinâmico (físico, químico e biológico).

Recuperar áreas degradadas passou a ser parte da mineração a partir do Decreto nº 97.632/89 (BRASIL, 1989) que dispõe sobre Plano de Recuperação de Área Degradada pela mineração, sendo o instrumento jurídico e político que determina que o responsável pela atividade minerária, recupere a área explorada, a fim de que a mesma possa voltar a desempenhar um papel relevante na sociedade.

1.4 Regeneração natural

Existem técnicas e modelos para recuperar áreas degradadas, e a sua escolha dependerá dos níveis de degradação encontrados, as características da área e do uso futuro da área a ser

recuperada. Uma das técnicas utilizadas é a restauração ecológica, tendo como um dos modelos a regeneração natural, conhecida também por alguns autores como restauração passiva.

A regeneração natural da vegetação é definida segundo o Decreto nº 8.972, de 23 de Janeiro de 2017 em seu artigo 3º parágrafo IV, como o processo pelo qual espécies nativas se estabelecem em área alterada ou degradada a ser recuperada ou em recuperação, sem que este processo tenha ocorrido deliberadamente por meio de intervenção humana (BRASIL, 2017). Carvalho (1982) conceitua a regeneração natural como resultado da interação de processos naturais de estabelecimento do ecossistema florestal; como parte do ciclo de crescimento da floresta, abrangendo as fases iniciais de seu estabelecimento e desenvolvimento; e como a capacidade de estabelecimento das espécies em uma comunidade vegetal. Segundo Campos e Landgraf (2001), a regeneração é um “processo natural em que cada espécie desenvolve características próprias em equilíbrio com as condições ambientais, onde a dinâmica natural permite a perpetuação de todas as espécies vegetais”.

A regeneração natural tem um grande apelo econômico, especialmente no desenvolvimento dos países, devido aos custos relativamente elevados para restaurar ativamente a vegetação. Para a Mata Atlântica tais custos podem variar entre US \$ 3.315 e US \$ 5.216 por hectare (CALMON et al. (2009).

O conhecimento de como as plantas se regeneram naturalmente num local degradado, pode reduzir ao mínimo os efeitos sobre o solo e aumentar o processo natural de sua recuperação (LORENZO et al., 1994). A regeneração natural decorre da interação de processos naturais de restabelecimento do ecossistema florestal. Portanto, parte do ciclo de crescimento da floresta refere-se às fases iniciais de seu estabelecimento e desenvolvimento. O estudo da regeneração natural permite a realização de previsões sobre o comportamento e desenvolvimento futuro da floresta, pois fornece a relação e a quantidade de espécies que constitui o seu estoque, bem como suas dimensões e distribuição na área (GAMA; BOTELHO; BENTES-GAMA, 2002).

Para Silva (2007) a regeneração representa o conjunto de indivíduos capazes de serem recrutados para estágios posteriores, o que faz do estudo da regeneração um tema de grande relevância para preservação e recuperação das florestas, pois permite conhecer o desenvolvimento das espécies vegetais e como elas podem ocupar o estrato arbóreo, bem como possibilita uma análise efetiva para diagnosticar o estado de conservação do remanescente e a resposta às perturbações naturais ou antrópicas.

De acordo com Sheil; Jennings; Savill (2000) estudos sobre a composição e estrutura fitossociológica da vegetação colonizadoras em áreas degradadas por mineração são ferramentas importantes para orientar na recuperação de áreas mineradas, pois permitem o monitoramento e a

previsão dos processos de transformação das populações e das comunidades vegetais isoladas. Do ponto de vista de aplicações práticas, esses estudos fornecem informações que servem como subsídio para o manejo, visando à conservação desses remanescentes florestais. Sartori (2001) confirma que: “A necessidade de se conhecer a composição e estrutura da vegetação natural, em condições de perturbação e regeneração subsequente, é ponto primordial para as decisões práticas que têm por objetivo a restauração ecológica do ecossistema”.

Alguns estudos comprovaram a possibilidade da regeneração natural em mineração de diferentes seguimentos. Skousen; Johnson; Garbutt (1994) realizaram estudos da regeneração natural em áreas de quinze minerações abandonadas no oeste da Virginia, EUA. Lima, P.; Lima, J.; Lima, Q. (2002) realizaram a análise da regeneração natural área de área degradada por mineração de cobre no semi-árido brasileiro. Salomão; Rosa; Moraes (2007) analisaram a dinâmica e a estrutura da regeneração natural de arbóreas em áreas mineradas na Amazônia. Santos et al., (2008) abordaram a vegetação espontânea sobre pilhas de estéreis de mineração de carvão a céu aberto. Klein et al. (2009) avaliou a regeneração natural em antropossolos originados pela mineração de carvão a céu aberto e a caracterizar o substrato após 28 anos de término da exploração desse recurso mineral. Pereira et al. (2015) analisaram a estrutura da vegetação colonizadora em ambiente degradado por extração de cascalho em Diamantina, MG.

Entender como se dá o processo de sucessão ecológica em áreas perturbadas é importante para aperfeiçoar técnicas de recuperação da cobertura florestal. Compreender a dinâmica da vegetação possibilitará ampliar teorias de sucessão e os esforços na restauração de florestas tropicais (HOLL, 2002). Para a aplicação da restauração, o desafio é identificar quais são as interações positivas, e como potencializá-las para aumentar a biodiversidade (MCINTIRE e FAJARDO, 2014).

1.5 Sucessão ecológica

A regeneração natural sofre influência de diversos distúrbios ou fatores bióticos e abióticos, que podem estar relacionados ao histórico de perturbação, ao tamanho da clareira, à composição florística, à proximidade a remanescentes florestais, à ação de agentes predadores, à presença de espécies-problema, dentre outros, para que haja o desenvolvimento da regeneração natural, na maioria das vezes, é necessário intervenções com vistas a reverter possíveis quadros de estagnação da área (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009; MARTINS, 2009).

Dentre os fatores que influenciam a regeneração, o histórico da área foi reportado como um dos principais elementos determinantes no processo de dinâmica e estrutura de comunidades de

espécies arbóreas (MACHADO e OLIVEIRA-FILHO, 2010; VIANI; DURIGAN; MELO, 2010) e da regeneração natural (SOUTO e BOEGER, 2011).

Os distúrbios podem ter origens naturais ou antrópicas (CASWELL e COHEN, 1991) e criam habitats altamente heterogêneos no ambiente, propiciando o recrutamento de diferentes espécies vegetais refletindo em cenários diferentes de regeneração (KLEIN et al., 2009).

A sucessão pode ser caracterizada como mudanças na composição de espécies e cobertura do substrato ao longo do tempo (WALKER et al. 2007). A sucessão primária denomina-se antogênica, ou seja, as mudanças sucessionais são determinadas por interações internas, considerando que a substituição de um grupo de espécies por outro é o resultado do desenvolvimento do próprio ecossistema. A sucessão secundária é alogênica, ou seja, as forças externas ao ambiente de entrada afetam ou controlam as mudanças (ex: desmatamento). As sucessões primárias podem começar a partir do meio aquoso ou substrato mineral face a grande variedade de ecossistemas existentes na biosfera. O substrato mineral pode ser exposto por muitas causas, sendo que as mais frequentes são: terraplanagem, mineração, construção de grandes obras, avalanches, desprendimento de terras, formação de bancos de escombros e emergência de praias costeiras. A partir daí, a sucessão específica irá variar não só com o tipo de orientação das encostas em relação a exposição solar, mas também com o clima da localidade e a variedade e abundância das plantas acessíveis à localização para a colonização, tornando manifestamente impossível detalhar todos os tipos importantes de sucessão primária (GRAHAM, 1955).

Sucessão florestal secundária é a vegetação lenhosa que se regenera após o desmate completo para implementação de pastagens ou qualquer outra atividade, antrópica ou não, que retire a floresta primária (GUARIGUATA e OSTERTAG, 2001).

A sucessão secundária se manifesta, após a ocorrência de distúrbios e promove a autorrenovação, diante de progressivas e graduais mudanças na composição florística da floresta, iniciada com grande número de indivíduos pioneiros até climáticos (KAGEYAMA e GANDARA, 2006). Como exemplo, a morte de uma árvore pode provocar mudanças nas taxas de crescimento e nas chances de sobrevivência dos demais indivíduos vizinhos, tanto por danos físicos, como por mudanças no microsítio (MACHADO; GONZAGA; OLIVEIRA-FILHO, 2010).

As espécies pioneiras gradativamente eliminam a cobertura da gramínea exótica por sombreamento e simultaneamente funcionam como poleiros naturais que atraem dispersores (FINEGAN, 1984). Portanto, favorecem a chegada e o estabelecimento de outras espécies florestais, na maioria das vezes tolerantes à sombra (LETCHER e CHAZDON, 2009). Para entender a sucessão florestal nessas florestas secundárias, estudos em cronossequência têm sido

amplamente utilizados, pois geram resultados aproximados da dinâmica sobre a regeneração natural amostrando áreas em diferentes estágios de regeneração (CHAZDON et al., 2007).

O equilíbrio dinâmico possibilita ao ecossistema se manter relativamente estável, ao longo do tempo, mesmo diante da ocorrência de algumas mudanças em certos trechos ou elementos (ARONSON; DURIGAN; BRANCALION, 2011).

Durante o processo de regeneração natural surgem espécies que desenvolvem no ecossistema facilitando o desenvolvimento de outras espécies para as fases sucessionais seguintes, ou até mesmo inibindo o sucesso da regeneração.

1.6 Espécies exóticas facilitadoras e inibidoras

Atualmente, sabe-se que as espécies exóticas invasoras podem alterar a estrutura de comunidades de espécies nativas, pois inibem o estabelecimento e crescimento destas espécies (FLORY e CLAY, 2010). A inibição pode criar uma situação chamada efeito de prioridade, onde os resultados de uma interação entre duas espécies dependem de qual se estabelecerá primeiro. Assim, às vezes acontece que nenhum par de espécies pode se estabelecer na presença de adultos competitivamente superiores de outra, fato que leva a inibição a ser intimamente relacionada à substituição das espécies (RICKLEFS, 2011). Contudo, a inibição causada por muitas espécies exóticas tende a resultar na extirpação de espécimes e ou espécies nativas.

Entretanto, em alguns casos, as espécies exóticas podem atuar como facilitadoras fornecendo benefícios de conservação como: habitat, alimento ou subsídios tróficos para espécies nativas, como catalisadores para a regeneração das espécies nativas, servindo como substituto para ecossistemas extintos e como espécies engenheiras que disponibilizam serviços ao ecossistema (SCHLAEPFER; SAX; OLDEN, 2010). A facilitação é o processo em que ocorre interações positivas entre plantas, onde a presença de uma espécie aumenta a sobrevivência, crescimento e *fitness* de outras plantas menos tolerantes, anemizando condições abióticas e, por conseguinte possibilitando o estabelecimento destas (CALLAWAY e WALKER, 1997; RICKLEFS, 2011).

Na perspectiva da facilitação, a introdução de uma espécie exótica pode auxiliar no processo de restauração de uma área degradada, por exemplo, em áreas que perderam a fertilidade do solo em consequência da mineração ou do sobre pastoreio, árvores exóticas de rápido crescimento fixadoras de nitrogênio tem sido utilizadas para melhorar as condições severas do local (D'ANTONIO e MEYERSON, 2002).

Muitas vezes o potencial invasor de uma espécie exótica pode ser subestimado, pois como destaca Crooks e Soule (1999) determinadas espécies apresentam “*lag effect*” o que significa que logo após a introdução estabelecem pequenas populações e mais tarde se tornam invasoras, ou seja,

possuem tempos de espera longos entre a invasão inicial e as explosões populacionais subsequentes, levando a acreditar que, aparentemente, a exótica não é invasora. De acordo com Hellmann et al. (2008) é provável que este fenômeno seja explicado pela forte seleção que ocorre nestas populações iniciais, habilitando-a a tolerar as condições (restrições) ambientais do local e, mesmo que em um longo intervalo de tempo, torne-se invasora

Para Pysek e Richardson (2010), a probabilidade de uma espécie exótica tornar-se invasora aumenta com o tempo de permanência no seu novo habitat. Além disso, os autores acreditam que para o sucesso da invasão, uma espécie introduzida em uma nova região deve possuir níveis suficientemente altos de tolerância e plasticidade fisiológica, ou deve sofrer diferenciação genética para alcançar os níveis exigidos de *fitness*, ressaltando que estas opções não são mutuamente exclusivas.

Quando as condições de uma área estão muito degradadas e as espécies nativas podem não ser capazes de sobreviver ou não podem restaurar as funções desejadas, a utilização de espécies exóticas pode ser uma boa alternativa, neste caso elas podem ser utilizadas pelos gestores para restaurar funções específicas (D'ANTONIO e MEYERSON, 2002). No entanto, é necessário ressaltar que as espécies exóticas podem causar tanto efeitos positivos quanto efeitos negativos sobre espécies nativas e, até mesmo reduzirem o sucesso dos esforços de restauração.

Na perspectiva de que uma espécie exótica pode ou não se estabelecer, tornar-se invasora, e causar danos ecológicos e ou econômicos (HORAN et al., 2002) a sua introdução necessita de uma avaliação mais rigorosa dos impactos causados pelas invasões sobre a estrutura e composição das comunidades nativas, e sobre os mecanismos que facilitam as invasões (PARKER et al., 1999). Certamente uma fração de espécies exóticas continuarão a causar danos ecológicos e econômicos, mas haverá incerteza a cerca dos efeitos potenciais futuros deixados por essas espécies exóticas sobre as comunidades nativas. Em adição, como já visto, estas podem torna-se invasoras em algum ponto do futuro e, potencialmente, resultar em extirpação ou extinção das nativas. Contudo, as principais fontes de incerteza não são apenas se uma espécie tornar-se-á invasora, mas também, e não menos importante, por quanto tempo os efeitos negativos irão persistir (SCHLAEPFER; SAX; OLDEN, 2010), estas incertezas configuram um grande risco para o equilíbrio e conservação dos ecossistemas.

1.7 Critério de monitoramento e avaliação do desempenho da área em recuperação

Projetos de recuperação de áreas degradadas podem ser analisados por meio de diferentes indicadores de desempenho. De acordo com Almeida e Sánchez (2005, p. 48):

o aspecto geral da vegetação, o porte dos indivíduos arbóreos, a diversidade do sub-bosque etc. podem ser critérios de fácil julgamento aos olhos do especialista ou do profissional experiente, mas são pouco úteis para fins de gestão ambiental. Essa avaliação possa ser feita mediante o uso de indicadores de desempenho, que devem ser recolhidos parâmetros que forneçam uma informação agregada e sintética sobre algum aspecto da própria vegetação ou do solo. Através deles, pode-se verificar a eficiência da cobertura vegetal na proteção dos solos, a produtividade dos ecossistemas ou mesmo sua função como refúgio da vida silvestre. Idealmente, os indicadores de desempenho deveriam ser objetivos, facilmente mensuráveis, reproduzíveis e passíveis de serem obtidos a baixo custo. Uma das vantagens do uso de indicadores é que possibilitam fácil compreensão e interpretação dos dados por parte de diferentes categorias de interessados, como empresários, agentes públicos e comunidade em geral.

Indicador deriva da palavra *indicare* que significa destacar ou revelar algo. Indicadores são informações de caráter quantitativo utilizadas como ferramentas de auxílio à decisão (MAGALHÃES-JUNIOR, 2007). Este mesmo autor acrescenta que são modelos simplificados da realidade com a capacidade de facilitar a compreensão dos fenômenos, de aumentar a aptidão de comunicação de dados brutos, e de adaptar informações à linguagem aos interesses locais e aos tomadores de decisão.

Há inúmeros parâmetros que podem ser utilizados como indicadores, mas o grande desafio é desenvolver ou adaptar critérios válidos para monitorar e avaliar a funcionalidade da área, bem como discriminar os indicadores que forneçam as informações desejadas com exatidão e a custos aceitáveis. Há que se buscar também outros indicadores específicos para cada situação e cada ambiente a ser recuperado, sendo improvável que se possam desenvolver apenas indicadores de uso universal (RODRIGUES e GANDOLFI, 2001).

Como requisitos que um bom indicador deve possuir a capacidade de retratar a condição geral do meio, também devem ser sensíveis às mudanças e apresentarem correlação satisfatória com os processos e/ou atributos que pretendem retratar (CORRÊA, 2007). Manoliadis (2002) acrescenta que os indicadores estabelecidos devem estar “intimamente ligados aos objetivos do projeto, propiciar a abordagem efetiva do processo, ter alta qualidade e confiabilidade e considerar as escalas temporal e espacial adequadas”. Möllerherm e Martens (2004) e Irimie (2002), comentam que os indicadores ambientais são o melhor instrumento para medir o progresso em direção à sustentabilidade.

Corrêa (2007) resume o conceito de indicador de solo como a propriedade, processo ou característica mensurável usado para monitorar mudanças. Valcarcel (2007) acrescenta que esses devem ser usados para caracterizar as relações funcionais dos ecossistemas nativos, acompanhar distúrbios provocados pelas ações exógenas e evidenciar níveis de resiliência de ecossistemas antropizados. O autor também comenta que eles podem ser usados para propor estratégias de RADs, assim como para monitorar a efetividade das ações de RADs e avaliar o comportamento ambiental de áreas recuperadas.

Especificamente para solos, Reinert (1998) classifica os indicadores em: Descritivos – Indicadores visuais e morfológicos como crosta superficial, cor, cobertura, friabilidade, sulcos, erosão laminar, drenagem, etc.;

Analíticos – (1) físicos: textura, profundidade efetiva, densidade de solo, infiltração de água no solo, estrutura, temperatura, etc.; (2) químicos: quantidade total de carbono e nitrogênio, quantidades de fósforo, potássio, alumínio, nitritos, nitratos, e metais pesados, pH, capacidade de troca catiônica; e (3) biológicos: quantidade de carbono e nitrogênio na biomassa microbiana, nitrogênio mineralizável, taxa de respiração, população de minhocas, e outros. O autor enfatiza que a medição destes indicadores propicia uma poderosa ferramenta na avaliação da qualidade do solo.

Almeida e Sánchez (2005) também afirmam que conhecer as características do solo torna-se imprescindível para delinear a sua contribuição no sucesso da revegetação e aporte na sustentabilidade do ecossistema em formação. Propõem alguns indicadores de solo que podem ser utilizados, dando destaque aos valores de referência respectivos à zona de Mata Atlântica do Estado de São Paulo. Alguns estudos de monitoramento ambiental para áreas em processo de reabilitação como os de Tokgöz (2004), Frouz et al., (2002), Singh e Matho (2000) e EMBRAPA (2007) já abordam a importância de se incluir a observação das melhorias no meio edáfico em conjunto com a estrutura fitossociológica e a regeneração natural. Tais práticas se devem aplicar, principalmente, em áreas de restauração destinadas ao uso como reservas florestais, hortos florestais e outras onde se pretenda estabelecer a revegetação de forma permanente.

Em 2004, a Sociedade Internacional de Restauração Ecológica (SER) emitiu uma lista de nove atributos do ecossistema como diretriz para quantificar ou medir o sucesso da restauração. Alguns atributos fazem alusão à procura pelo estabelecimento de um ecossistema o mais próximo possível àquele tido como referência, quanto à sua estrutura e funcionalidade e à sua integração com a matriz ecológica e a paisagem; outros mencionam a resiliência e a auto-sustentabilidade do ecossistema. Especificamente, nomeia-se o ambiente físico, pela sua capacidade de sustentar populações reprodutivas das espécies necessárias para uma estabilidade contínua ou para um desenvolvimento no transcorrer de uma trajetória desejada (SER, 2004).

De acordo com Rodrigues; Maltoni; Cassiolato (2007), raras são as pesquisas que procuram avaliar a qualidade do solo sob o enfoque de degradação, na qual as pesquisas precisam evoluir, pois a reabilitação de áreas degradadas não consiste de ações meramente isoladas, mas, sim, de um conjunto de atividades que atuem na recomposição da paisagem que foi degradada.

Mais recentemente, Ruiz-Jaen e Aide (2005) manifestam que existem três categorias de atributos que se devem considerar para avaliar o sucesso da restauração: 1) de diversidade, (2) da estrutura da vegetação e (3) de processos ecológicos. Esses últimos não são medidos muito

frequentemente, porque a recuperação dos processos ecológicos é mais lenta em comparação as outras categorias e também porque requerem medidas múltiplas que podem aumentar o tempo e o custo do projeto. Para contornar estas dificuldades, a maioria das medidas dos processos ecológicos se vale de indicadores. A disponibilidade de nutrientes, matéria orgânica do solo, dinâmica da serapilheira, entre outros, são medidos para avaliar o processo de ciclagem de nutrientes, ligado diretamente ao conceito de qualidade de solo.

Na recuperação ambiental de áreas degradadas pela mineração, o processo de análise dos meios físico, biótico e antrópico de cada local afetado têm como finalidade avaliar os efeitos das medidas mitigadoras dos impactos ambientais (CAMPELLO; FRANCO; DIAS, 2000) e de acordo com Almeida (2010, p.40):

em termos de melhoria das características do substrato estes autores sugerem variáveis biológicas, químicas e físicas que devem ser utilizadas como indicadores e estudadas em conjunto. Indicadores biológicos sugeridos são a taxa de respiração, quantidades de carbono, nitrogênio e fósforo contidos na biomassa microbiana e, quantidades de nitrogênio, fósforo e enxofre potencialmente mineralizáveis. Para indicadores químicos sugerem que sejam utilizadas as variáveis para avaliação da fertilidade do solo (pH em água, carbono orgânico total, fósforo, e potássio disponíveis; cálcio, magnésio, e alumínio trocáveis, soma de bases, capacidade de troca de cátions e condutividade elétrica). Como variáveis físicas, sugerem a caracterização da estrutura, da densidade do solo, resistência ao penetrômetro, capacidade de retenção de água, e profundidade média do sistema radicular das espécies de maior presença.

Segundo Almeida (2010) em termos de melhoria das características dos substratos, estes autores sugerem variáveis biológicas, químicas e físicas que devem ser utilizadas como indicadores e estudadas em conjunto. Indicadores biológicos sugeridos são a taxa de respiração, quantidades de carbono, nitrogênio e fósforo contidos na biomassa microbiana e quantidades de nitrogênio, fósforo e enxofre potencialmente mineralizáveis. Para indicadores químicos sugerem que sejam utilizadas as variáveis para avaliação da fertilidade do solo (pH em água, carbono orgânico total, fósforo, e potássio disponíveis; cálcio, magnésio, e alumínio trocáveis, soma de bases, capacidade de troca de cátions e condutividade elétrica). Como variáveis físicas, sugerem a caracterização da estrutura, da densidade do solo, resistência ao penetrômetro, capacidade de retenção de água, e profundidade média do sistema radicular das espécies de maior presença.

Para que haja a extração e o beneficiamento de minerais, resíduos sólidos são gerados e segundo Goedert e Corrêa (2004, p. 33):

A exploração de materiais para a construção civil (areia, brita, argila, calcário, cascalho e outros) expõe à superfície material de composição variada, genericamente denominado substrato. Substratos expostos pela mineração apresentam atributos físicos, químicos e biológicos diferentes do solo, que possui camadas em seu perfil e características adequadas para o crescimento e desenvolvimento de plantas e outros organismos.

Almeida (2010) em termos de melhoria das características do substrato sugere que variáveis biológicas, químicas e físicas devem ser utilizadas como indicadores e estudadas em conjunto.

Os substratos minerados apresentam atributos diversos daqueles presentes em solos que possuem horizontes diferenciados; e estrutura própria e características apropriadas ao desenvolvimento vegetal e de outras formas de vida (GOEDERT e CORRÊA, 2004). “As características físicas, químicas e biológicas dos substratos de áreas mineradas têm sido consideradas como fatores limitantes dos processos de regeneração da vegetação” (FARIA e CHADA, 2007).

Nesta pesquisa serão abordados os indicadores biológicos, físicos e químicos dos substratos contidos nas pilhas de estéril em solos do fragmento florestal adjacente à cava de mineração.

1.7.1 Indicadores Biológicos

O uso da colonização espontânea de espécies vegetais, como variável de amostragem do nível de reabilitação do ecossistema degradado, reflete o grau de acerto da reabilitação do ecossistema degradado, pois as plantas só se estabelecem, sucedendo-se umas às outras, em função das próprias propriedades emergentes que elas mesmas geram no ecossistema: disponibilidade de água, luz, temperatura, matéria orgânica, radiação solar e construção do solo (VALCARCEL e SILVA, 1997).

As primeiras pesquisas abordando as comunidades de plantas e a sua organização surgiram por volta do século XIX, por meio de iniciativas de pesquisadores, como Johann Baptist Emanuel Pohl, Johannes Eugenius Bülow Warming e Alexander von Humboldt, dentre outros, que foram também os precursores no reconhecimento de grupos de plantas como “unidades de estudo” (IBGE, 2012; TRIMER, 2010).

A partir de então, as comunidades vegetais começaram a ganhar destaque, considerando-se a sua utilidade na identificação e na definição dos limites de ecossistemas (MUELLER-DOMBOIS e ELLENBERG, 1974; MATTEUCCI e COLMA, 1982). Estas abordagens foram evoluindo e os pesquisadores perceberam que os estudos deveriam avançar para uma análise mais acurada sobre a composição florística (LORENZINI, 2006).

O uso de parâmetros sucessionais nas práticas de revegetação passou a ser valorizado e os estudos acerca deste tema se intensificaram (CAMPELO, 1998; HOSOKAWA; MOURA; CUNHA, 2008). Atualmente, informações sobre fitossociologia tornaram-se precípuas para se definirem políticas de conservação, nos programas recuperação de áreas degradadas, na produção de sementes e mudas, na identificação de espécies ameaçadas, na avaliação de impactos e no licenciamento ambiental, dentre outros âmbitos (BRITO et al., 2007).

O monitoramento e a avaliação de áreas em recuperação são de grande importância para o sucesso do restabelecimento de um ecossistema florestal. Almeida e Sánchez (2005) afirmam que, o sucesso de um programa de revegetação pode ser avaliado segundo diferentes pontos de vistas: O aspecto geral da vegetação, o porte dos indivíduos arbóreos e a diversidade do sub bosque, etc.

Para Bédia e Schlittler (2010) o método de levantamento fitossociológico é de extrema importância para se obter informações na intervenção de uma área degradada. No planejamento, possibilita uma tomada de decisão no manejo de ecossistemas em recuperação, indica o grau de importância das espécies presentes, fornece dados qualitativos e quantitativos e estabelece a composição e estrutura florística no interior das áreas.

Os indicadores usados na avaliação e monitoramento vegetal de formações naturais são na maioria relevantes a comunidade, como a riqueza, diversidade, equabilidade vegetal, fisionomia vegetal, características estruturais dos estratos e grupo ecológicos (WHITMORE, 1989).

Os inventários florísticos e fitossociológicos prestam-se também para inferir acerca de volume, sortimentos, área basal, altura média das árvores dominantes, biomassa e diâmetro médio quadrático. No caso de florestas nativas, outras características também podem ser consideradas, tais como: densidade, dominância, índice de valor de importância, posição sociológica, índice de regeneração natural, etc. Dentre as características qualitativas, podem-se citar vitalidade das árvores, qualidade do fuste, tendência de valorização, etc (HOSOKAWA; MOURA; CUNHA, 2008).

Além de empregar a avaliação fitossociológica como critério de monitoramento e avaliação do desempenho da área em processo de recuperação, existe outros atributos mensuráveis para indicar o sucesso ou não da recuperação, tal como o a caracterização da cobertura do solo com gramíneas, herbáceas, vegetação em estágio de regeneração, quantificação de serrapilheira, entre outros.

De acordo com Machado; Fernandes; Sattler (2015, p.2):

A serrapilheira é fundamental para a sustentabilidade de áreas florestais, bem como para recuperação de áreas degradadas. Um dos principais indicadores da qualidade do sistema de manejo do solo é a matéria orgânica, que afeta a qualidade física, química e biológica do solo. Os solos florestais são geralmente férteis devido ao processo de decomposição da serrapilheira, que apresenta característica própria e promove condições microclimáticas. Assim, o acúmulo de serrapilheira no solo e sua posterior decomposição tende a favorecer o equilíbrio na fertilidade do solo.

1.7.2 Indicadores físicos

1.7.2.1 Granulometria de solos e rochas

A granulometria recebem designações segundo as dimensões das partículas compreendidas entre determinados limites convencionais. No Brasil a Associação Brasileira de Normas Técnicas (NBR 6502/95) é definida as terminologias de rochas e solos como:

Bloco de rocha – Fragmentos de rocha transportados ou não, com diâmetro superior a 1,0 m.

Matacão – fragmento de rocha transportado ou não, comumente arredondado por intemperismo ou abrasão, com uma dimensão compreendida entre 200 mm e 1,0 m.

Pedregulho – solos formados por minerais ou partículas de rocha, com diâmetro compreendido entre 2,0 e 60,0 mm. Quando arredondados ou semi-arredondados, são denominados cascalhos ou seixos. Divide-se quanto ao diâmetro em: **pedregulho fino** – (2 a 6 mm), **pedregulho médio** (6 a 20 mm) e **pedregulho grosso** (20 a 60 mm).

Areia – solo não coesivo e não plástico formado por minerais ou partículas de rochas com diâmetros compreendidos entre 0,06 mm e 2,0 mm. As areias de acordo com o diâmetro classificam-se em: **areia fina** (0,06 mm a 0,2 mm), **areia média** (0,2 mm a 0,6 mm) e **areia grossa** (0,6 mm a 2,0 mm).

Silte – solo que apresenta baixo ou nenhuma plasticidade, baixa resistência quando seco ao ar. Suas propriedades dominantes são devidas à parte constituída pela fração silte. É formado por partículas com diâmetros compreendidos entre 0,002 mm e 0,06 mm.

Argila – solo de graduação fina constituída por partículas com dimensões menores que 0,002 mm. Apresentam características marcantes de plasticidade; quando suficientemente úmido, molda-se facilmente em diferentes formas, quando seco, apresenta coesão suficiente para construir torrões dificilmente desagregáveis por pressão dos dedos. Caracteriza-se pela sua plasticidade, textura e consistência em seu estado e umidade naturais.

Brady e Weil (2007) comentam que das três fases que compõem o solo (sólida, líquida e gasosa), a fase sólida é constituída por partículas minerais, componentes amorfos como a matéria orgânica, e os óxidos de ferro hidratados, que se encontram geralmente aderidos às partículas citadas. A textura do solo denota a medição da distribuição dos tamanhos de partículas e a proporção dos grupos de tamanhos de partículas compondo um solo. O método de caracterização do tamanho de partículas divide as partículas, com base no seu diâmetro, em três frações nomeados areia (0,05 mm a 2 mm), silte (0,05 e 0,002 mm) e argila (menores que 0,002 mm). A sua determinação é importante para o entendimento do comportamento e manejo do solo. Em geral, solos arenosos apresentam baixa capacidade de retenção de água, teor de matéria orgânica e capacidade de armazenamento de nutrientes; apresentam pouca susceptibilidade à compactação e

têm boa drenagem e aeração. Já os solos argilosos têm alta capacidade de retenção de água e de armazenamento de nutrientes e matéria orgânica, mas, em compensação, sua drenagem e aeração são pobres e sua susceptibilidade à compactação é alta.

A Tabela 1 fornece informações úteis da influência das frações e areia, silte e argila sobre algumas propriedades e comportamento do solo.

Tabela 1. Influência das frações areia, silte e argila no comportamento do solo.

Propriedades	Areia	Silte	Argila
Capacidade de retenção de água	Baixa	Média a alta	Alta
Aeração	Boa	Média	Pobre
Taxa de drenagem	Alta	Média a lenta	Muito lenta
Teor de matéria orgânica no solo	Baixo	Médio a alto	Alto a médio
Composição de matéria orgânica	Rápida	Média	Lenta
Susceptibilidade à compactação	Baixa	Média	Alta
Susceptibilidade à erosão eólica	Moderada	Alta	Baixa
Susceptibilidade à erosão hídrica	Baixa	Alta	Solo agregado: baixa Solo não agregado: alta
Capacidade de armazenamento de	Baixa	Média a alta	Alta
Resistência a mudança de pH	Baixa	Média	Alta

Fonte: (modificado de Brady e Weil, 2007)

1.7.2.2 Resistência Mecânica a Penetração

A resistência do solo a penetração é um índice integrado pela densidade do solo, textura, matéria orgânica e umidade do solo (IMHOFF; SILVA; TORMENA, 2000; RIBON e FILHO, 2004).

A resistência mecânica à penetração além de ser um atributo físico, reflete o grau de dificuldade para a realização do desenvolvimento radicular das plantas em um determinado solo. Além disso, ela possui uma elevada correlação com a densidade do solo, confirmando desta forma a sua importância na determinação de um índice de qualidade do solo (MORRIS, 2007). Para Araújo; Goedert; Lacerda, (2007) a resistência mecânica à penetração tem uma característica variável, que depende do teor de água no solo. Entretanto, essa variação na resistência mecânica à penetração

pode ser minimizada desde que seja realizada a coleta de dados de forma cuidadosa, através disto, pode-se perceber as variações entre os sistemas estudados e também em relação a sua profundidade.

De acordo com Camargo e Alleoni (1997), o crescimento de raízes não é influenciado quando a resistência mecânica à penetração está abaixo de 1,1 MPa. Entretanto, no caso dos resultados obtidos nas cascalheiras, as raízes encontrarão dificuldades, pois valores acima de 2,5 MPa encontram limitações para o seu desenvolvimento e crescimento.

1.7.2 Indicadores químicos

As determinações químicas do solo têm sido largamente citadas como bons indicadores da qualidade de solo. A definição, de qual ou quais determinações possa ou devem ser utilizados como indicadores, não tem consenso entre os pesquisadores, uma vez que todos eles apresentam potencialidades e limitações e tem que se adequar às diferentes situações e finalidades (ALMEIDA, 2010).

Reis (2006) manifesta que dentre os métodos disponíveis para a avaliação da fertilidade do solo, o que reúne maior número de vantagens é a análise química de amostras de solo representativas da área sob estudo. Tais vantagens compreendem a rapidez, facilidade de execução, baixo custo e viabilidade dos resultados serem obtidos em tempo hábil para o planejamento, antes da implantação de qualquer tipo de vegetação ou para o monitoramento do local.

1.7.2.1 Capacidade de troca catiônica (CTC)

No solo, os colóides orgânicos (húmus) e os colóides inorgânicos (argilas) são os materiais que apresentam atividade superficial e são capazes de adsorver elementos presentes na solução solo. Denomina-se solução solo à água do solo disponível às plantas, que contém substâncias em forma iônica dissolvidos em solução. Os colóides são partículas que apresentam cargas elétricas principalmente negativas em sua superfície, o que lhes permite atrair, reter ou trocar elementos com cargas elétricas opostas, ou seja, cátions. Esses, na sua maioria, são nutrientes minerais para as plantas como é o caso do cálcio (Ca), o magnésio (Mg) ou o potássio (K); nesta situação o solo pode ser considerado rico em nutrientes. Quando a ocupação da CTC é na sua maioria de cátions de alumínio (Al) ou hidrogênio (H), considerados potencialmente tóxicos, o solo é caracterizado como pobre em nutrientes. Assim, a CTC é a soma dos elementos minerais adsorvidos em forma de cátions ($K^+ Ca^+ Mg^+ H^+ Al$) que o solo pode reter, de forma reversível, e se expressa em milimols de carga por decímetro cúbico ($mmolc.dm^{-3}$) (IAC, 1997). O valor dessa capacidade varia com o teor e natureza das argilas, mas principalmente com o teor de húmus, sendo muito importante para a retenção de nutrientes (BRADY e WEIL, 2007).

1.7.2.2 Potencial Hidrogênico (pH)

O pH é um indicador da acidez ativa ou alcalinidade de um solo e conseqüentemente, fornece também informações da sua situação físico-química. Um solo excessivamente ácido, bem como aquele excessivamente alcalino, tem menos oxigênio, menos matéria orgânica, menor capacidade para reter água, menor crescimento das raízes, menor atividade biológica e mais íons tóxicos. Em ambos os casos, o solo sofreu um processo de degradação. Um solo é ácido quando possui muitos íons H^+ e poucos íons de cálcio (Ca^{++}), magnésio (Mg^{++}), potássio (K^+) e sódio (Na^+) adsorvidos em seu complexo coloidal, isto é, de troca. O solo alcalino, ao contrário, possui cátions em excesso. (PRIMAVESI, 1981). Segundo Silva et al. (2008) a variação do pH quando positiva indica a possibilidade do predomínio de cargas positivas, entretanto, o pH calculado pelo autor foi realizado pelo produto do pH Salino em relação ao pH obtido em água.

Em termos de nutrição das plantas, a faixa ideal de pH situa-se em torno de 5,6 a 6,2. Dias (1998) afirma que nesta faixa o alumínio (Al) encontra-se precipitado e a maioria dos nutrientes encontra-se em formas solúveis, sendo assim passíveis de serem absorvidos pelas raízes. Recentemente, levantamentos de espécies vegetais com potencial para serem usadas na recuperação de áreas degradadas mostraram espécies que toleram valores de pH na faixa de 4,2 a 5,0. Essas plantas toleram a toxidez de elementos que se disponibilizam nessa faixa.

Segundo Almeida (2010) em mineração na maioria das vezes os solos ou substratos sofrem alterações físicas extremas, modificam e perdem estrutura, diminuem a quantidade de matéria orgânica, tem oscilação constante do pH e, disponibilizam elementos que podem tornar-se tóxicos, como o alumínio, manganês, ferro, e outros. A Tabela 2 mostra as variações de pH em diferentes substratos e solos.

Tabela 2. Valores de pH de amostras dos diferentes substratos e solos.

Substrato	pH
Substrato remanescente de mineração de ouro ¹	1,5
Depósito de rejeito de beneficiamento de bauxita ²	4,6
Depósito de rejeito de beneficiamento de cobre ³	8,2
Substrato remanescente de mineração de carvão ⁴	1,7

Fonte: ⁽¹⁾ Dias,1998; ⁽²⁾ Franco et al. (1994); ⁽³⁾ Drumond et al. (1997); ⁽⁴⁾ Soares (1995);

1.7.2.3 Saturação por Bases (%)

Curi et al (1993) definem saturação por base como sendo a proporção na qual o complexo de adsorção de um solo está saturado por cátions alcalinos e alcalino-terrosos, expressos em porcentagem, em relação a capacidade de troca catiônica. Solos com baixa fertilidade e elevada

acidez, se caracterizam por limitar o crescimento das plantas pela toxidez causada pelo Al trocável e pela baixa saturação por bases. Um dos métodos para se realizar a aplicação de corretivos e melhorar a nutrição das plantas e o método da saturação por base, obtido os valores, pode-se prever a quantidade de calcário que será necessário para auxiliar no crescimento radicular, promovendo mudanças químicas e biológicas do solo.

O uso de calcário tem-se mostrado como um importante agente responsável pela correção da acidez do solo, estimulando a atividade microbiana e aumentando a disponibilidade da maioria dos nutrientes para as plantas (SOUZA et al, 2006). A calagem é uma atividade muito utilizada em áreas de solos ácidos e esta atividade proporciona a elevação do pH e geralmente a elevação da saturação por bases, melhorando ainda os níveis de nutrientes na solução do solo para as plantas.

O uso de calcário aliada a adubação potássica corretiva ou de manutenção tem promovido nos solos dos Cerrados um aumento da saturação de bases que se mostra como fundamental no desenvolvimento e na elevação no padrão de qualidade destes solos (RAIJ, 1991; SOUZA et al, 2006).

1.7.2.4 Fósforo (P) e potássio (K) “disponíveis” e sódio (Na) no solo

Embora o percentual de fósforo nas plantas seja relativamente baixo, ele é um componente essencial às plantas, devendo estar presente em uma forma inorgânica simples para que possa ser assimilado pelas plantas (UENF, 2016). Dentro de uma faixa de pH, as espécies presentes na maioria dos solos são ortofosfatos, H_2PO_4 e HPO_4 .

O ortofosfato é mais disponível para as plantas em valores de pH perto da neutralidade; acredita-se que em solos relativamente ácidos, os íons ortofosfatos são precipitados ou absorvidos por espécies de Al^{3+} e Fe^{3+} . Em solos alcalinos, o ortofosfato pode reagir com carbonato de cálcio para formar um composto relativamente insolúvel (UENF, 2016).

O potássio é essencial para o crescimento das plantas; ele ativa algumas enzimas e desempenha um papel importante no equilíbrio de água nas mesmas, sendo também essencial para algumas transformações de carboidratos. O rendimento de uma colheita está diretamente relacionado com a quantidade de potássio presente no solo (KAMINSK et al., 1996).

O sódio é um metal alcalino, que juntamente com o cálcio, magnésio e o potássio, constituem os cátions trocáveis do solo (ALVAREZ, 2000). O aumento da porcentagem de sódio no solo impede a agregação da terra, endurece o solo e aumenta a impermeabilidade (UENF, 2016).

1.7.2.5 Alumínio (Al), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e manganês (Mn) no solo

O cálcio e o magnésio são os principais componentes da capacidade de troca de cátions na maioria dos solos (TEDESCO, 1995). O conteúdo de cálcio no solo é função do material de origem do mesmo (rocha), sendo influenciado pela sua textura, teor de matéria orgânica e pela remoção das culturas; a sua disponibilidade às plantas é afetada tanto pela quantidade de nutriente disponível no solo, como pelo grau de saturação no complexo de troca e da relação com os outros cátions do complexo coloidal. O magnésio é adsorvido aos colóides do solo como íon bivalente positivo (Mg^{2+}), com comportamento muito similar ao cálcio (SENGIK, 2005).

O alumínio na solução do solo é muito tóxico para as plantas; quanto mais ácido é o solo, maior é o teor de alumínio passível de causar dano às plantas (UFLA, 2010). Normalmente, quando o teor de cálcio é alto, o teor de alumínio é baixo (PRADO, 2008) e isso é bom por dois motivos: a planta aproveita o cálcio para crescer e, ainda, não existe o efeito maléfico do alumínio limitando mais ainda o crescimento radicular.

1.7.2.6 Matéria Orgânica (MO)

Matéria orgânica é toda substância morta no solo, sejam provenientes de plantas, microrganismos, excreções animais da fauna terrícola ou da própria meso e microfauna morta do solo. A sua presença é de grande importância para que o solo apresente boas características físicas, químicas e biológicas e constitui um componente fundamental da sua capacidade produtiva (ALMEIDA, 2010). Casagrande e Soares (2009), afirmam que muitos atributos do solo têm estreita relação com a matéria orgânica: estabilidade de agregados e da estrutura (agente cimentante), atividade e diversificação biológica, CTC e lixiviação de nutrientes. Solos de áreas tropicais com vegetação natural apresentam um conteúdo estável de 4 a 6% de matéria orgânica e sua diminuição é um dos principais indicativos de degradação, pois reflete uma mudança do estado de equilíbrio do solo em função do manejo. Estes autores asseveram que as perturbações antrópicas de um sistema estável normalmente causam mais perdas do que ganhos de carbono, implicando na redução de seu teor ao longo do tempo, com consequente degradação da qualidade do solo no desempenho das suas funções básicas.

Outra característica importante citada por Casagrande e Soares (2009) é que a MO funciona como fonte de nutrientes, principalmente nitrogênio, fósforo, enxofre e micronutrientes, além de diminuir a toxidez de poluentes e elementos tóxicos, como o alumínio em solução.

Primavesi (1981) esclarece que, dos diversos tipos de substâncias orgânicas, somente o húmus consegue influir nas propriedades químicas do solo, enquanto as demais têm maior

influência sobre as características físicas do solo. O húmus influencia no acréscimo principalmente da CTC, mas não fornece nutrientes de forma significativa. Estudos mais recentes como os de Corrêa (2007) e Kitamura et al (2008) assinalam também o lodo de esgoto como agente que pode influenciar no aumento da CTC do solo e fornecer nutrientes de forma mais significativa. Casagrande e Soares (2009) apontam que nas regiões tropicais e subtropicais a contribuição de MO no teor de CTC é significativa.

De acordo com Silva e Resck (1997), a matéria orgânica é definida pela quantidade de material orgânico que passou por uma peneira com malha de 2,0 mm de diâmetro. Logo, ela é medida pela quantidade de carbono orgânico existente no solo, que é originado pela decomposição de material vegetal, animal e de microorganismos. O C orgânico está presente em todos os solos e é proveniente da decomposição dos vegetais, enquanto o C inorgânico é encontrado nos minerais carbonatados.

Para REIS, 2006, p.18:

Existe um consenso de que a MOS, mantido algumas premissas, pode ser utilizada como indicadora da qualidade ou recuperação dos solos, por dois fatores principais. Primeiro, o teor de matéria orgânica do solo é bastante sensível às práticas de manejo. Segundo, a MOS está relacionada com a maioria dos atributos e funções do solo, tais como, atividade biológica, estabilidade de agregados, estrutura, infiltração e retenção de água, resistência a erosão, capacidade de troca de cátions e disponibilidade de nutrientes para as plantas.

Além de ela ser parte integrante dos indicadores químicos e biológicos, a matéria orgânica do solo exerce grande influência sobre os três tipos de indicadores (físicos, químicos e biológico) e por esta razão, tem sido considerada, como um bom indicador de recuperação de áreas degradadas (REISSMANN, 1996).

Um das principais funções da matéria orgânica nos solos são: agregação de partículas minerais, estruturação do solo, fornecimento de nutrientes e substrato para a fauna do solo (ARAÚJO, 2004 e ARAÚJO, 2006).

2. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base na revisão apresentada nesse trabalho, podem-se concluir os seguintes aspectos:

- A mineração é uma das atividades que mais degrada o meio ambiente, pois quase sempre o a extração por recursos minerais implica na supressão da vegetação, surgindo impactos negativos ao ecossistema.

- Durante a extração e beneficiamento do mineral, resíduos minerais são gerados e estes devem ser recuperados e monitorados seguindo legislação específica.

- Pesquisas sobre o sucesso da regeneração natural em áreas degradadas pela atividade de mineração têm sido realizadas em diferentes regiões do Brasil e do mundo.

- Durante o processo de regeneração natural surgem espécies que desenvolvem no ecossistema facilitando o desenvolvimento de outras espécies para as fases sucessionais seguintes, ou até mesmo inibindo o sucesso da regeneração.

- Diversos aspectos são envolvidos na regeneração natural das áreas degradadas e indicadores ambientais são utilizados para a avaliação do desempenho da área em recuperação.

3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, R. O. P. O.; SÁNCHEZ, L. E. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação de desempenho. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 29, n. 1 p. 47-54, 2005.

ALMEIDA, R. O. P. O. **Indicadores de qualidade de substrato para monitoramento de áreas revegetadas: estudo dirigido à mineração de areia**. 2010. 40 p. Tese (Doutorado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo.

ALMEIDA, R. O. P. O.; SÁNCHEZ, L. E. Indicadores da qualidade do substrato para monitoramento de áreas de mineração revegetadas. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 2 p. 153-163, 2015.

ALVAREZ, V. V. H. et al. Determinação e uso do fósforo remanescente. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.25, p.27-33, 2000.

ARAÚJO, R. **Avaliação da qualidade do solo em áreas sob diferentes usos**. 2004. 77 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Brasília, Brasília.

ARAÚJO, G. H. M. F de. **Efeito do Manejo sobre a qualidade do substrato e o desenvolvimento de espécies arbóreas do cerrado em uma cascalheira no Distrito Federal**. 2006. 83 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias) – Universidade de Brasília, Brasília.

ARAÚJO, R.; GOEDERT, W. J.; LACERDA, M. P. C. Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob cerrado nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, p.1099-1108, 2007.

ARONSON, J.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P. H. S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. São Paulo: Instituto Florestal, 2011. p. 1-38. (IF Série Registros, n. 44).

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6502**: Rochas e Solos. Rio de Janeiro, 1995.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13030**: Elaboração e apresentação de projeto de reabilitação de áreas degradadas pela mineração, Rio de Janeiro, 1999.

BARBOSA, L. M. (Coord.) III Simpósio sobre recuperação de áreas degradadas. **Anais**. Luiz Mauro Barbosa – São Paulo / Instituto de Botânica, 2003.

BÉDIA, C. C. M.; SCHLITTLERS F. H. M. Levantamento Florístico e Fitossociológico de Mata Ciliar como Base para Recuperação de Área Degradada de Bacia do Rio Corumbataí: Corumbataí – SP. Disponível em: www.sebecologia.org.br. Acesso em: 20 out. 2010.

BITAR, O. Y. **Avaliação da recuperação de áreas degradadas por mineração na Região Metropolitana de São Paulo**. 1997. 185 p. Tese (Doutorado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo.

BRADY, N. C.; WEIL R. R. **The nature and properties of soils**. 13th ed. Upper Saddle River, N.J: Pearson Prentice Hall, Tradução do Depto. de Solos–ESALQ, p.980, 2007.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Incorporação do conceito da diversidade genética na restauração ecológica. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Org.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica**: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ, p. 37-54. 2009.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 2 de setembro de 1981. Dispõe sobre a política nacional do meio ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 2 de setembro de 1981. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938.htm> Acesso: 18 jul. 2016.

BRASIL. Decreto Nº 97.632 de 10 de abril de 1989. Dispõe sobre a regulamentação do artigo 2º, inciso VIII, da Lei no 6.938 de 31 de agosto de 1981, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF, 10 de abril de 1989. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/D97632.htm> Acesso: 20 jul. 2016.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da constituição federal, institui o sistema nacional de unidades de conservação da natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 19 de julho de 2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm>. Acesso: 13 fev. 2016.

- BRITO, A. et al. Comparação entre os métodos de quadrantes e PRODAN para análises florística, fitossociológica e volumétrica. **Revista Cerne**, v.13, n.4, p.399-405, 2007.
- CALLAWAY, R. M.; WALKER, L. R. Competition and Facilitation: A Synthetic Approach to Interactions in Plant Communities. **Ecology**, v.78, n.7, p.1958-1965, 1997.
- CALMON, M. et al. Pacto pela restauração da Mata Atlântica: um movimento pela restauração da floresta. In: Fujihara, M.A., Cavalcanti, R., Guimarães, A., Garlipp, R. (Eds.), **O valor das florestas**. Terra das Artes Editora, São Paulo, p.331–333, 2009.
- CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F. **Compactação do solo e o desenvolvimento de plantas**. Piracicaba: ESALQ, p.132, 1997.
- CAMPELLO, E.; FRANCO, A.; DIAS, L. Monitoramento ambiental. **Ação Ambiental**, Viçosa, n. 10, p. 22-25, 2000.
- CAMPELO, E.F.C. Sucessão vegetal na recuperação de áreas degradadas. In: Dias LF, Melo JWV, editores. **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: SOBRADE, UFV; 1998.
- CAMPOS, J. C.; LANDGRAF, P. R. C. Análise da regeneração natural de espécies florestais em matas ciliares de acordo com a distância da margem do lago. **Revista Ciência Florestal**, Santa Maria, v.11, n. 2, p.143-151, 2001.
- CASWELL, H.; COHEN, J. E. Communities in patchy environments: a model of disturbance, competition and heterogeneity. In: KOLOSA, J.; PICKET, S. T. A. (Ed.). **Ecological heterogeneity**. New York: Spring-Verlag, p.97-122, 1991.
- CARVALHO, J. O. P. **Análise estrutural da regeneração natural em floresta tropical densa na região do Tapajós no Estado do Pará**. Curitiba: UFPR, 1982. 128 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- CASAGRANDE, J. C.; SOARES, M. R. Técnicas para recuperação de solos visando ao reflorestamento em áreas degradadas. In: Simpósio sobre Recuperação de Áreas Degradadas. **Anais...** São Paulo: Instituto de Botânica, p.225-234, 2009.
- CHAMMAS, R. **Barragens de contenção de rejeitos**. Curso de especialização em Engenharia de Barragens (CEEB), Universidade Federal de Ouro Preto, p.29, 1989.

CHAZDON, R. L. et al. Rates of change in tree communities of secondary neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, n.362, p.273–289, 2007.

CORRÊA, R. **Reconstrução de solos minerados**. Curitiba: SOBRADE, Curso ministrado durante a Reunião Técnica “Indicadores na Recuperação de Áreas Degradadas”, Curitiba, 2007.

CROOKS, J. A.; SOULÉ, M. E. Lag times in population explosions of invasive species: causes and implications. **Invasive Species and Biodiversity Management**. Kluwer, New York, p. 103-126, 1999.

CURI, N. et al. **Vocabulário de Ciência do Solo**. Nilton Curi (Coord.) Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p.90, 1993.

D'ANTONIO, C.; MEYERSON, L. A. Exotic Plant Species as Problems and Solutions in Ecological Restoration: A Synthesis. **Restoration Ecology**, Tucson, v.10, n.4, p.703-713, 2002.

DIAS, L. Caracterização de substratos para fins de recuperação de áreas degradadas. In: DIAS, L.; MELLO, J. (Ed.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa/SOBRADE, p.27-44, 1998.

DRUMOND, M. A.; LIMA, A. Q., LIMA, P. C. F. **Comportamento silvicultural de algumas espécies arbóreas na bacia de rejeitos da Mineração Caraíba**. In: Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, III. Trabalhos Voluntários. Ouro Preto – MG, SOBRADE/UFV, p.403-406, 1997.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Monitoramento Ambiental em áreas sobre processo de reabilitação**. Rio de Janeiro, 2007. Disponível em: <<http://www.cnpab.embrapa.br/pesquisas/projetos>>. Acesso: 14 out. 2016.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISAS AGROPECUÁRIAS - EMBRAPA, **Curso de recuperação de áreas degradadas: A Visão da Ciência do Solo no Contexto do Diagnóstico, Manejo, Indicadores de monitoramento e Estratégias de Recuperação**, p. 228, 2008. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/340067>> Acesso: 24 de jun. 2016.

FARIAS, C. E. G. Mineração e meio ambiente no Brasil. Relatório do CGEE/PNUD, 2002.

- FARIA, S. M de.; CHADA, S. de S. **Interação microorganismos e plantas na recuperação de áreas degradadas**. UNESP / Rio Claro, p.2, 2003. Disponível em: <www.rc.unesp.br/xivbsbp/Mesa03MSMF.pdf>. Acesso: 07 out. 2016.
- FINEGAN, B. 1984. Forest succession. *Nature*, n.312, p.109–114, 1984.
- FLORY, S. L.; CLAY, K. Non-native grass invasion alters native plant composition in experimental communities. **Biol Invasions**, n.12, p.1285–1294, 2010.
- FRANCO, A. A. et al. Revegetação de áreas de mineração de bauxita em Porto Trombetas - PA com leguminosas arbóreas noduladas e micorrizadas. In: Simpósio Sulamericano, 1.; Simpósio Nacional: Recuperação de Áreas Degradadas, 2., SOBRADE, 1994, Foz do Iguaçu. **Anais**. Curitiba, Universidade Federal do Paraná, p.679, 1994.
- FROUZ, J. et al. Soil development and succession of soil biota in afforested and non-reclaimed sites in post mining landscape – preliminary results. In: International Symposium on Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production 7th, 2002, Cagliari, Italy. **Environmental issues and waste management in energy and mineral production: proceedings SWEMP 2002**. Cagliari: University of Cagliari, p.621-626, 2002.
- GAMA, J. R. V.; BOTELHO, S. A.; BENTES-GAMA, M. M. Composição florística e Estrutura da regeneração natural de floresta secundária de Várzea Baixa no Estuário Amazônico. **Revista Árvore**, v. 26, n. 5, p. 559-566, 2002.
- GARDNER, J. Rehabilitación de minas para el mejor uso del terreno: la minería de bauxita en el bosque de jarrah de Australia Occidental. **Unasyuva**, Roma, v. 52, n. 207, p. 3-8, 2001.
- GOEDERT, W. J.; CORRÊA, R. S. **Usos, degradação e qualidade do solo**. In: CORRÊA, R. S.; BAPTISTA, G. M. M. (Orgs.) *Mineração e áreas degradadas no cerrado*. Brasília: Universa, p.159-172, 2004.
- GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, n.148, p.185–206. 2001.
- GRAHAM, S. A. An ecological classification of vegetation types. **Michigan Forest**. Note 11. Univ. michigan. Ann Arbor. p.2, 1955.

- GRIFFITH, J. J.; WILLIAMS, D. D. Avaliação da recuperação das áreas, mineradas no Brasil. **Brasil Mineral**, p. 60-72, 1989.
- HELLMANN, J.J. et al. Five Potential Consequences of Climate Change for Invasive Species. **Conservation Biology**, v. 22, n.3, p.534-543, 2008.
- HOLL, K. D. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. **Journal of Ecology**, Londres, v.90, n. 1, p. 179-187, 2002.
- HORAN, R.D. et al. Biological Pollution Prevention Strategies Under Ignorance: The case of invasive Species. **American Agricultural Economics Association**, Milwaukee , v.84, n.5, p.1303-1310, 2002.
- HOSOKAWA, R.T; MOURA, J.B; CUNHA, U.S. **Introdução ao manejo e economia de florestas**. Curitiba: Ed UFPR; 2008.
- INSTITUTO AGRONOMICO DE CAMPINAS – IAC. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2.ed.rev.atual. Campinas: Fundação IAC, 1997. 285p. (Boletim técnico, 100).
- INSTITUO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro, 2012, 271p. (Manuais Técnicos em Geociências, n. 1). Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>> Acesso: 20 jun. 2016.
- IMHOFF, S.; SILVA, A. P.; TORMENA, C. A. Aplicações de curva de resistência no controle da qualidade física de um solo sob pastagem. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 7. p. 1493-1500, 2000.
- INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA - IPEA. Diagnóstico dos resíduos sólidos da atividade de mineração de substâncias não energéticas. Brasília 2012. Disponível em: <http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/120814_relatorio_atividade_mineracao.pdf> Acesso: 15 jun. 2016.
- IRIMIE, I. I. Operationalisation of the sustainable development concept, for a mining region, using community's capital notion and evaluating indicators. In: International Symposium on Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production, 7th, 2002, Cagliari,

Italy. **Environmental issues and waste management in energy and mineral production: proceedings** SWEMP 2002. Cagliari: University of Cagliari, p.65-70, 2002.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: CULLEN JUNIOR, L.; RUDRAM, R.; PADUA, C. V. (Org.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. 2. ed. Curitiba: UFPR, p.383-394. 2006.

KAMINSKI, J. et al. Dinâmica da disponibilidade de potássio em solo arenoso. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, SOLO-SUELO, 8., Águas de Lindóia. **Anais**. Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1996.

KLEIN, A. S. et al. Regeneração natural em área degradada pela mineração de carvão em Santa Catarina, Brasil. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v.62, n.3, p.297-304, 2009.

KITAMURA, E. A. et al. Recuperação de um solo degradado com a aplicação de adubos verdes e lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, n.1, p.405-416, 2008.

LETCHER, S. G.; CHAZDON, R. L. Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in northeastern Costa Rica. **Biotropica**, n.41, p.608–617, 2009.

LIMA, P. C. F.; LIMA, J. L. S. de; LIMA, Q. Regeneração natural em área degradada por mineração de cobre, no Semi-Árido brasileiro. In: **Anais do Congresso Nacional de Botânica**, 53. Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora brasileira: resumos. Recife: Sociedade Botânica do Brasil: Universidade Federal Rural de Pernambuco, p.377, 2002.

LORENZINI, A. R. Fitossociologia e aspectos dendrológicos da goiabeira-serrana na Bacia Superior do Rio Uruguai [dissertação]. Lages: Universidade do Estado de Santa Catarina, 2006.

LORENZO, J. S. et al. Fitossociologia para recuperar área de lavra. **Revista Ambiente**, v.8, n.1, p.26-34, 1994.

MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. **Acta Botânica Brasilica**, Belo Horizonte, v.24, n.1, p.250-261, 2010.

MACHADO, N. F. G. R.; FERNANDES, M. A. S.; SATTLER, M. A. Avaliação de serrapilheira em diferentes estratos topográficos em fragmento de mata atlântica na região do Caparaó, Alegre,

- ES. I Simpósio de agroecologia do IFES-Semeando sabores agroecológicos. Cadernos de Agroecologia - ISSN 2236-7934, v.10, n.1, 2015.
- MACHI, M, A.; SÁNCHEZ, D. L. Impactos ambientais da mineração no Estado de São Paulo. In: **Revista Estudos Avançados**, v.24, n.68, 2010.
- MAGALHÃES JUNIOR, A. P. **Indicadores ambientais e recursos hídricos: realidade e perspectivas para o Brasil**. Bertrand Brasil Editora, São Paulo, p.688, 2007.
- MANOLIADIS, O. G. Development of ecological indicators - a methodological framework using compromise programming. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v.2, n.1-2, p.169-176, 2002.
- MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviário e de mineração**. 2. ed. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, p.270, 2009.
- MATTEUCCI, S. D, COLMA A. **Metodologia para el estudio de la vegetación**. Washington: The General Secretarial of The Organization of American States. (Série Biologia – Monografia), n.22, 1982.
- MCINTIRE, E. J. B.; FAJARDO, A. Facilitation as a ubiquitous driver of biodiversity. **New Phytologist**, v.201, n.2, p.403-416, 2014.
- MÖLLERHERM, S.; MARTENS P. N. Development of sustentability indicators for the mineral industries. In: 8th International Symposium on Enviromental Issues and Waste Mangement in Energy and Mineral Production - SWEMP, Kemer/Antalia, Turkey, May 17-20, 2004. **Enviromental Issues and Waste Mangement in Energy and Mineral Production. Turkey**: Atilim University, p.17-23, 2004.
- MORRIS, M. L. M. **Avaliação da Qualidade do Solo sob Sistema Orgânico de Cultivo**. 2007. 82 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias) - Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Brasília, Brasília.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. Aims and methods of vegetation ecology. Wiley; Sons. New York, p.547, 1974.
- PADILLA, F. M.; PUGNAIRE, F. I. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v.4, n.4, p.196-202, 2006.

- PARKER, I. M. et al. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. **Biological Invasions**, v.1, p.3-19, 1999.
- PEREIRA, I. M. et al. Estrutura da vegetação colonizadora em ambiente degradado por extração de cascalho em Diamantina, MG. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Embrapa Florestas, Paraná, v. 35, n. 82, 2015.
- POVEDA, E.P.R. **A eficácia legal na desativação de empreendimentos minerários. Campinas**. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Geociencias, p.59, 2006.
- PRADO, H. do. **Pedologia fácil: aplicações na agricultura**. Piracicaba. 2ª ed. revisada e ampliada. Ed. do Autor, 2008.
- PRIMAVESI, A. **O manejo ecológico do solo: agricultura em regiões tropicais**. São Paulo: Nobel, p.541, 1981.
- PYSEK, P.; RICHARDSON, D. M. Invasive Species, Environmental Change and Management, and Health. **Rev. Environ. Resour**, n.35, p.25-55, 2010.
- RAIJ, V. B. **Fertilidade do solo e adubação**. São Paulo, Piracicaba: Ceres Potafos, p.343, 1991.
- REINERT, D. Recuperação de solos em sistemas agropastoris. In: DIAS, L.; MELLO, J. (Ed.) **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa/ SOBRADE, p.163-176, 1998.
- REIS, L. **Monitoramento da recuperação ambiental de áreas de mineração de bauxita na Floresta Nacional de Saracá Porto Trombetas (PA)**. Tese (Doutorado). UFRJ, Instituto de Agronomia, p.159, 2006.
- REISSMANN, C.B. Contribuição do *Pinus taeda* na recuperação de solos degradados em áreas de empréstimo/ um estudo de caso com horizontes orgânicos. In: Curso de Atualização em Recuperação de Áreas Degradadas, 3., 1996, Curitiba. **Apostila...**Curitiba: UFPR, 1996, p.135-140.
- RIBON, A. A.; FILHO, J. T. **Models for the estimation of the physical quality of a yellow red latosol (oxisol) under pasture**. Londrina, v.47, n.1, p.25-31, 2004.
- RICKLEFS, R.E. **A Economia da Natureza**. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan, p. 546, 2011.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Recomposição de florestas nativas: princípios gerais e subsídios para uma definição metodológica. **Revista Brasileira de Horticultura**, Campinas/SP, v.2, n.1, p.4-15, 1996.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H.R.(Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2 ed. São Paulo, Edusp, p.235-247, 2001.

RODRIGUES, G. B.; MALTONI, K. L.; CASSIOLATO, A. M. R. **Dinâmica da regeneração do subsolo de áreas degradadas dentro do bioma Cerrado**. Campina Grande: Agriambi. v.11, n.1, p.73-80, 2007.

RUIZ-JAEN, M. C.; AIDE, T. M. Restoration succes: how is it measured? **Restauracion Ecology**. Society for Ecological Restauration International, v.13, n.3, p.569-577, 2005.

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

SÁNCHEZ, L. E. **Os papeis da avaliação de impacto ambiental**. In L. E. Sánchez (org.) – Simpósio avaliação de impactos ambiental: situação atual e perspectivas. São Paulo, EPUSP, p.20-30, 1993.

SÁNCHEZ, L. E. **Recuperação de Áreas Degradadas: Um campo multidisciplinar de pesquisas** - Seminário UNESP Rio Claro, 2006. Disponível em:
<https://social.stoa.usp.br/articles/0016/3866/RAD_um_campo_multidisciplinar_de_pesquisas_Rio_Claro_2006.pdf> Acesso: 05 Jun. 2016.

SANTOS, R. et al. Spontaneous Vegetation on Overburden Piles in the Coal Basin of Santa Catarina, Brazil. **Restoration Ecology**, 16, 444-452, 2008.

SARTORI, M. S. **Varição da regeneração natural da vegetação arbórea no sub-bosque de Eucalyptus saligna Smith. manejado por talhadia, localizado no município de Itatinga, SP**. 2001. 89 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo, Piracicaba.

SCHLAEPFER, M. A.; SAX, D. F.; OLDEN, J. D. The Potential Conservation Value of Non-Native Species. **Conservation Biology**, v.25, n.3, p.428-437, 2010.

SENGIK, E. S. **Os macronutrientes e os micronutrientes das plantas**. Universidade Estadual de Maringá, Departamento de Zootecnia, 2005. Disponível em:

<www.dzo.uem.br/disciplinas/Solos/nutrientes.doc>. Acesso: 11 ago. 2016.

SHEIL, D.; JENNINGS, S.; SAVILL, P. Longterm permanent plot observations of vegetation dynamics in Bundongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v.16, n.6, p.675- 800, 2000.

SHRESTHA, R.; LAL, R. Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation. **Geoderma**, v.161, p.168-176, 2011.

SILVA, JP. S. Impactos ambientais causados por mineração. **Revista Espaço da Sophia**. n. 8. 13 p. Mensal – Ano I. Novembro, 2007.

SILVA, V da. et al. **Variáveis de Acidez em Função da Mineralogia da Fração Argila do Solo**. R. Bras. Ci. Solo, v.32, p.551-559, 2008.

SILVA, J. O. Perfil da mineração do calcário. Relatório técnico nº 38 do Projeto de Assistência Técnica ao Setor de Energia – Projeto Estal. Brasília: SGM/MME; BIRD, p.56, 2009. Disponível em:
<http://www.mme.gov.br/portalmme/opencms/sgm/galerias/arquivos/plano_duo_decenal/a_mineracao_brasileira/P27_RT38_Perfil_do_Calcxrio.pdf> Acesso: 9 jun. 2016.

SINGH, M. P.; MATHO, M. Ecological principles in restoration of derelict mined ecosystems. In: Geonviromental Reclamation International Symposium, India, 2000. **Geoenvironmental Reclamation International Symposium**. Balkema Rotterdam Netherlands: Shree R.K.N. Engg. College, p. 49-54, 2000.

SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S. Matéria orgânica do solo. In: VARGAS, M. A. T.; HUNGRIA, M. (eds.). **Biologia dos solos dos Cerrados**. Planaltina: EMBRAPA, p.465-524, 1997.

SKOUSEN, J.G.; JOHNSON, C.D.; GARBUTT, K. Natural revegetation of 15 abandoned mine land sites in west Virginia. **Journal Environmental Quality**, Black Mountain, v. 23. p. 1224-1230, 1994.

SOARES, E. R. **Mobilidade de metais pesados em materiais provenientes do complexo carboenergético de Candiota-RS**. 1995. 58 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa. Imprensa Universitária, Viçosa, Minas Gerais.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTAURATION - SER. **The SER International Primer on Ecological Restauration**. Society for Ecological Restauration Science & Policy Working Group, 2004. Disponível em: <<http://www.ser.org>>. Acesso: 28 set. 2016. Society for Ecological Restauration International.

SOUTO, M. A. G.; BOEGER, M. R. T. Estrutura e composição do estrato de regeneração e vegetação associada de diferentes estádios sucessionais no leste do Paraná. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.21, n.3, p.393-407, 2011.

SOUZA, M. A. S. et al. **Variabilidade Espacial do Atributo Químico Saturação por Bases em Três Regiões do Cafeeiro sob Diferentes Sistemas de Manejo em um Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico**. IV Encontro Americano de Pós-Graduação – Universidade do Vale do Paraíba. p.545-1548, 2006.

STACHOWICZ, J. J. Mutualism, facilitation and the structure of ecological communities. **BioScience**, v.51, n.3, p.235-246, 2001.

TEDESCO, M. J. et al. Análise de solo, plantas e outros materiais. 2.ed. Porto Alegre, Departamento de Solos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. (Boletim Técnico de Solos, 5), p.174, 1995.

TOKGÖZ, N. The effect of the tree roots on the forested land over the surface coal mine residual materials; rehabilitation and stabilitation of the land. In: 8th International Symposium on Enviromental Issues and Waste Mangement in Energy and Mineral Production - SWEMP, Kemer/Antalia. **Enviromental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production**. Turkey: Atilim University, p.305-311, 2004.

TRIMER, N. F. C, organizador. **Ciência, História e Arte: Obras Raras e Especiais do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo**. São Paulo: EDUSP, 2010.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO – UENF. **Os componentes inorgânicos do solo**, 2016. Disponível em: <http://www.uenf.br/uenf/centros/cct/qambiental/so_compinorg.html>. Acesso: 26 set. 2016.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS - UFLA. Departamento de Ciência do Solo. **Glossário**. Disponível em: <<http://www.dcs.ufla.br/Cerrados/Portugues/CGlossario.htm>>. Acesso: 11 ago. 2016.

VALCARCEL, R.; SILVA, Z. S. A eficiência conservacionista de medidas de recuperação de áreas degradadas: proposta metodológica. **Revista Floresta e Ambiente**. Instituto de Florestas/UFRRJ. Seropédica, Rio de Janeiro, v.4, p.154, 1997.

VALCARCEL R. **Indicadores de RAD. Fundamentos teóricos, aplicações e entraves**. Curitiba: SOBRADE, 2007. Curso ministrado durante a Reunião Técnica “Indicadores na Recuperação de Áreas Degradadas”, Curitiba, 10-11 nov. 2007.

VIANI, R. A. G.; DURIGAN, G.; MELO A. C. G. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Revista Ciência Florestal**, Santa Maria, v.20, n.3, p.533-552, 2010.

WHITMORE, T. C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, v.70, p. 536-538, 1989.

WALKER, L.R., WALKER, J., HOBBS, R.J. (Edt.). **Linking restoration and ecological succession**. Springer, London: Springer, 2007.

ZUQUETTE L. V.; RODRIGUES V. G. S.; PEJON O. J, 2013. **Engenharia Ambiental: Recuperação de Áreas Degradadas**, São Paulo, p.589-595, 2013.

CAPÍTULO 3: ESTRUTURA FITOSSOCIOLÓGICA NA REGENERAÇÃO NATURAL DE PILHAS DE ESTÉRIL EM MINERAÇÃO DE CALCÁRIO

RESUMO

A presente pesquisa teve como objetivo obter informações da composição e estrutura fitossociológica da vegetação presente nas pilhas de estéril de diferentes idades e compará-las com as informações do fragmento florestal nativo adjacente às cavas de mineração, com o intuito de verificar a efetividade da regeneração natural, a influência de espécies exóticas sobre os tratamentos amostrados, além de fornecer subsídio à recuperação de áreas degradadas em mineração de calcário e agregados. O estudo foi conduzido em um empreendimento minerário localizado em Salto de Pirapora - São Paulo, Brasil. Foram escolhidas pilhas de estéril abandonadas desde 1994 e 2013 e um fragmento florestal nativo. Em cada área foram alocadas 12 parcelas de 10x10m, todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com altura acima de 1,30 m foram amostrados e identificados e obtidas informações relacionadas à composição e estrutura fitossociológica. Foi constatada a ocorrência da regeneração natural nas pilhas de estéril e como esperado, houve o aumento de diversidade de espécies ao longo do tempo. Observou-se que a *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (leucena) se estabeleceu mais expressivamente que as demais espécies levando a inferir que a espécie esteja inibindo o desenvolvimento de outras espécies ocorrerem nas pilhas de estéril. Por fim, constatou-se que a leucena não invadiu o fragmento florestal nativo, uma vez que nenhum indivíduo foi registrado entre os 613 amostrados, não afetando a sucessão em ecossistemas naturais.

Palavras-chave: Regeneração natural. Plantas inibidoras e facilitadoras. Áreas degradadas.

1. INTRODUÇÃO

Os bens minerais são essenciais para o desenvolvimento da humanidade. No entanto, a extração por recursos minerais ocasiona impactos significativos ao ambiente, seja quanto à exploração de áreas naturais ou mesmo, na geração de resíduos. Dentre as etapas da atividade está a supressão de vegetação ou impedimento de sua regeneração.

Recuperar áreas degradadas passou a ser parte da mineração a partir do Decreto nº 97.632/89 (BRASIL, 1989) que dispõe sobre Plano de Recuperação de Área Degradada (PRAD) pela mineração, sendo o instrumento jurídico e político que determina que o responsável pela atividade minerária, recupere a área explorada, a fim de que a mesma possa voltar a desempenhar um papel relevante na sociedade.

Existem técnicas e modelos para recuperar áreas degradadas, e a sua escolha dependerá dos níveis de degradação encontrados, as características da área e do uso futuro da área a ser

recuperada. Uma das técnicas utilizadas é a restauração ecológica, tendo como um dos modelos a regeneração natural.

A regeneração natural da vegetação é definida segundo o Decreto nº 8.972, de 23 de Janeiro de 2017 em seu artigo 3º parágrafo IV, como o processo pelo qual espécies nativas se estabelecem em área alterada ou degradada a ser recuperada ou em recuperação, sem que este processo tenha ocorrido deliberadamente por meio de intervenção humana (BRASIL, 2017). Carvalho (1982) conceitua a regeneração natural como resultado da interação de processos naturais de estabelecimento do ecossistema florestal; como parte do ciclo de crescimento da floresta, abrangendo as fases iniciais de seu estabelecimento e desenvolvimento; e como a capacidade de estabelecimento das espécies em uma comunidade vegetal. Segundo Campos e Landgraf (2001), a regeneração é um “processo natural em que cada espécie desenvolve características próprias em equilíbrio com as condições ambientais, onde a dinâmica natural permite a perpetuação de todas as espécies vegetais”.

A regeneração natural tem um grande apelo econômico, especialmente no desenvolvimento dos países, devido aos custos relativamente elevados para restaurar ativamente a vegetação. Para a Mata Atlântica tais custos podem variar entre US \$ 3.315 e US \$ 5.216 por hectare (CALMON et al. (2009).

“Em áreas onde a ocorrência de perturbações é constante e intensa, o processo de restauração pode se tornar lento ou mesmo ser inibido” (MAGNAGO et al., 2012). Isto pode reduzir o avanço do processo de sucessão ecológica, e conseqüentemente comprometer o aumento da complexidade estrutural da vegetação e perpetuação das espécies vegetais (GANDOLFI; LEITÃO FILHO; BEZERRA, 1995; NETO et. al., 2012). Outro aspecto importante de mudanças sucessionais está relacionado à invasão de espécies exóticas que representa notável ameaça à biodiversidade (PRACH e WALKER, 2011).

Entender como se dá o processo de sucessão ecológica em áreas perturbadas é importante para aperfeiçoar técnicas de recuperação da cobertura florestal. Compreender a dinâmica da vegetação possibilitará ampliar teorias de sucessão e os esforços na restauração de florestas tropicais (HOLL, 2002). Para Sartori (2001), a necessidade de se conhecer a composição e estrutura da vegetação natural em condições de perturbação e regeneração subsequente, é ponto primordial para as decisões práticas que têm por objetivo a restauração ecológica do ecossistema. Segundo McIntire e Fajardo (2014) estudar a sucessão ecológica tem como objetivo identificar quais são as interações negativas e positivas no processo, e como potencializá-las para aumentar a biodiversidade.

Frente à problemática da restauração de áreas de mineração degradadas, este estudo teve como objetivo caracterizar a composição e estrutura fitossociológica da vegetação presente nas

pilhas de estéril de diferentes idades e compará-las com o fragmento florestal nativo adjacente às cavas de mineração. Dessa forma, verificar a efetividade da regeneração natural, além de fornecer subsídio à recuperação de áreas degradadas em mineração de calcário e agregados.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Descrições da área experimental

A pesquisa foi conduzida em uma empresa mineradora de calcário para insumos agrícolas e agregados para construção civil, localizada no Município de Salto de Pirapora no Estado de São Paulo, Brasil. Com uma extensão de 26.657,88 hectares, a mineradora encontra-se entre as longitudes 47°31'52.12" e 47°30'42.27" e latitudes 23°39'22.67" e 23°38'28.89".

De acordo com o IBGE (2012), a área de estudo está inserida em um ecótono, possui uma “formação vegetal originalmente composta de Floresta Estacional Semidecidual do Bioma Mata Atlântica, com zonas de contato com formações do domínio Cerrado. Zonas de ecótonos contêm dimensões consideráveis e são importantes contatos entre dois ou mais biomas”. Durigan et al. (2008) diz que essas áreas de transição tendem a ter riqueza e diversidade elevadas, na medida em que abrigam espécies oriundas de biomas distintos. Atualmente, a maior parte da vegetação de Salto de Pirapora esta associada a pastagens naturais ou artificiais (braquiárias). Grande também é a área coberta por eucaliptos que mantêm os fornos das indústrias calcárias encontradas na região.

O clima da região, segundo a classificação de Koeppen, é do tipo Cwa, tropical de altitude com chuvas no verão e seca no inverno, com a temperatura média do mês mais quente superior a 22 °C (CEPAGRI/UNICAMP, 2016).

2.2 Planejamento experimental

Para avaliação da regeneração natural foi realizado o levantamento da composição e estrutura fitossociológica em pilhas de estéril abandonadas desde 2013 (Área I) e 1994 (Área II), e para acompanhar o desenvolvimento da vegetação foi escolhido uma área de referência com fragmento florestal nativo (AR) adjacente às cavas de mineração (Figuras 1 e 2).



Figura 1. Localização das áreas em estudo

Para estabelecer o tamanho das parcelas, foi utilizado como referência a Avaliação Ecológica Rápida (AER), proposta pela *The Nature Conservancy*, onde são identificadas as espécies dentro de um raio de 20 m ao redor de um ponto central, totalizando 1.256 m² (SAYRE et al., 2003). Porém, optou-se por transformar a área amostral em parcelas para fins de comparação. Desse modo, foram utilizados o método de parcelas (MUELLER-DOMBOIS e ELLENBERG, 1974), com a instalação de 12 parcelas de 10 m x 10 m em cada ambiente, agrupadas em trez pontos com espaçamento de 10 metros entre si, totalizando em cada ambiente a área amostrada de 1.200 m².

Os mesmos parâmetros e dimensões mensurados nas pilhas de estéril foram realizados no fragmento florestal nativo. As coletas ocorreram no período de julho de 2015 à junho de 2016, onde foram analisadas informações quanto à composição e estrutura fitossociológica em cada parcela das diferentes áreas, sendo detalhados a seguir.



Figura 2. Parcela na Área I (a), Área II (b) e AR (c).

2.2.1 Coleta e análises dos dados

2.2.1.1 Composição e estrutura fitossociológica

Obteve-se o DAP (Diâmetro à Altura do Peito) de todos os indivíduos lenhosos vivos (árvores, arbustos e subarbustos) com altura $\geq 1,30\text{m}$ do solo, estes foram identificados e marcados com plaquetas de alumínio. O reconhecimento das espécies foi realizado em *in situ*, quando possível, ou partes vegetativas e/ou reprodutivas das plantas não reconhecidas no local, foram coletadas para identificação por meio de literatura especializada e consulta a herbários. As famílias foram nomeadas com base no Angiosperm Phylogeny Group III (APG III, 2009; SOUZA e LORENZI, 2008) e grafias dos nomes e sinônimas das espécies foram conferidas na Lista de Espécies da Flora do Brasil (2016) e identificadas quanto à espécie e tipo (nativa ou exótica) e categoria sucessional (pioneira e não pioneira).

Com o auxílio do software Fitopac 2.1 (SHEPHERD, 2009), obteve-se as variáveis fitossociológicas da estrutura horizontal da vegetação, especificamente frequências absoluta (FA) e relativa (FR), densidades absoluta (DA) e relativa (DR), dominâncias absoluta (DoA) e relativa (DoR) e índices de valor de importância (IVI) e valor de cobertura (IVC) de acordo com Mueller-Dombois e Ellenberg (1974) (Tabela 1).

Tabela 1. Variáveis Fitossociológicas obtidas pelo software Fitopac 2.1.

Variáveis Fitossociológicas	Equação	
Densidade Absoluta (DA)	$DA = \frac{n}{\text{área}} \times 10.000 \text{ m}^2$	n = número de indivíduos da espécie i
Densidade Relativa (DR)	$DR = \frac{DA_i}{\sum DA_i} \times 100$	DA _i = densidade absoluta da espécie i
Dominância Relativa (DoR)	$DoR = \frac{DoA_i}{\sum DoA_i} \times 100$	DoA _i = dominância absoluta da espécie i
Frequência Absoluta (FA)	$FA = \frac{P_i}{P} \times 100$	P _i = número de parcelas com ocorrência da espécie i P = número total de parcelas
Frequência Relativa (FR)	$FR = \frac{FA_i}{\sum FA_i} \times 100$	FA _i = frequência absoluta da espécie i
Índice de Valor de Cobertura (IVC)	$IVC = \frac{DR + DoR}{2}$	DR = densidade relativa DoR = dominância relativa
Índice de Valor de Importância (IVI)	$IVI = \frac{FR + DR + DoR}{3}$	FR = frequência relativa DR = densidade relativa DoR = dominância relativa da espécie i

A diversidade florística foi estimada por meio do índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (MAGURRAN, 1988), que considera dois atributos de uma comunidade, a riqueza e a equabilidade. Quanto maior for o valor de H' , maior será a diversidade da comunidade em estudo. É calculado para as áreas composta nos diferentes ambientes, a partir da fórmula:

$$H' = \sum_{i=1}^s \frac{n_i}{N} \times \ln \frac{N}{n_i}$$

Em que:

n_i = número de indivíduos da espécie i ;

N = número de indivíduos total da amostra.

A similaridade florística (matriz de presença-ausência) entre os ambientes foi analisada pelo índice de Sørensen, sendo que para melhor entendimento, os resultados foram apresentados em porcentagem. Este índice é um coeficiente binário que compara qualitativamente a semelhança entre espécies ao longo de um gradiente ambiental (WOLDA, 1981), por meio da seguinte equação:

$$S_{\theta} = \frac{2 \times c}{a + b}$$

Para avaliar o possível impacto de plantas exóticas sobre as nativas, foi calculado o Índice de Impacto Ambiental de Exóticas (IIAE), efetuado a partir do cálculo dos coeficientes do impacto ambiental (REASER e MEYERSON, 2007).

$$(IIAE) = \frac{(P_{exótica} - P_{nativa})}{P_{total}}$$

Sendo:

IIAE = índice de impacto ambiental de exóticas;

$P_{exóticas}$ = valor do IVI das plantas exóticas;

$P_{nativas}$ = valor do IVI das plantas nativas;

P_{total} = valor do IVI total ($VI = 300$).

A avaliação da luminosidade dentro do dossel foi obtida com auxílio do luxímetro digital MLM-1011 da marca Minipa. Foram realizadas em cada parcela 5 leituras a 1,0 m do solo, entre 11 e 13 horas, em condições de pleno sol considerando ausência de nuvens (Figura 2c). Foi o IRL por meio da média aritmética dos valores observados em cada ponto foi dividida pela média de valores obtidos em leituras a céu aberto, realizadas imediatamente antes e depois (com um intervalo menor

que 5 minutos) da entrada na floresta, multiplicado por 100. Com esses valores foi obtido o índice de luminosidade a céu aberto que penetra no sub-bosque.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na área total amostrada (3600 m²), foram inventariados 1622 indivíduos, distribuídos em 50 espécies e 27 famílias (Tabelas 2 e 3). Na Área I (Figura 3), foram encontrados 309 indivíduos, 11 espécies e 6 famílias. As espécies mais representativas foram a *Leucaena leucocephala* (179) e *Trema micranta* (59), correspondendo a 77% das espécies amostradas e por consequência, suas respectivas famílias: Fabaceae (188), Cannabaceae (59). Na Área II (Figura 4), houve um incremento no número de indivíduos (700), espécies (18) e famílias (10). Assim como na Área I, a *L. leucocephala* foi a espécie de maior ocorrência (576), seguida da *Piper dilatatum* (24) e *Allysia virgata* (21), o quê totalizou 89%, aproximadamente. Quanto às famílias, as mais representativas foram: Fabaceae (588), Asteraceae (30), Piperaceae (24). Na AR (Figura 5), foram amostrados 613 indivíduos, 34 espécies e 22 famílias. As espécies de maior ocorrência foram *Piper amalago* (143), *Nectandra megapotamica* (126), *Machaerium sapitatum* (75), *Eriobothrya japonica* (54) e *Cupania vernalis* (33), perfazendo a aproximadamente 70% do total. Com relação às famílias, os indivíduos estão distribuídos em: Piperaceae (149), Lauraceae (126), Fabaceae (96), Sapindaceae (58). No caso da AR, houve 1 indivíduo Indeterminado.

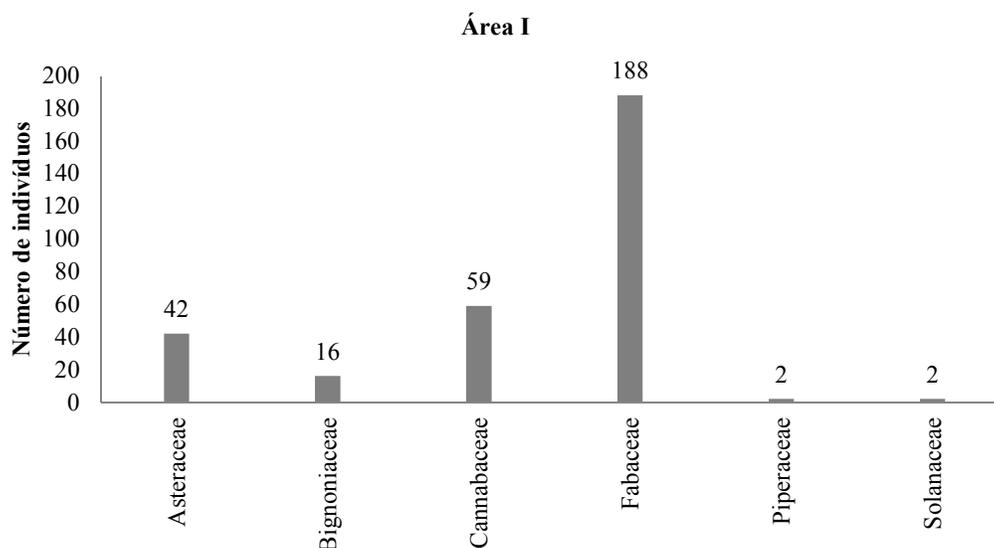


Figura 3. Famílias e número de indivíduos das espécies amostradas na Área I.

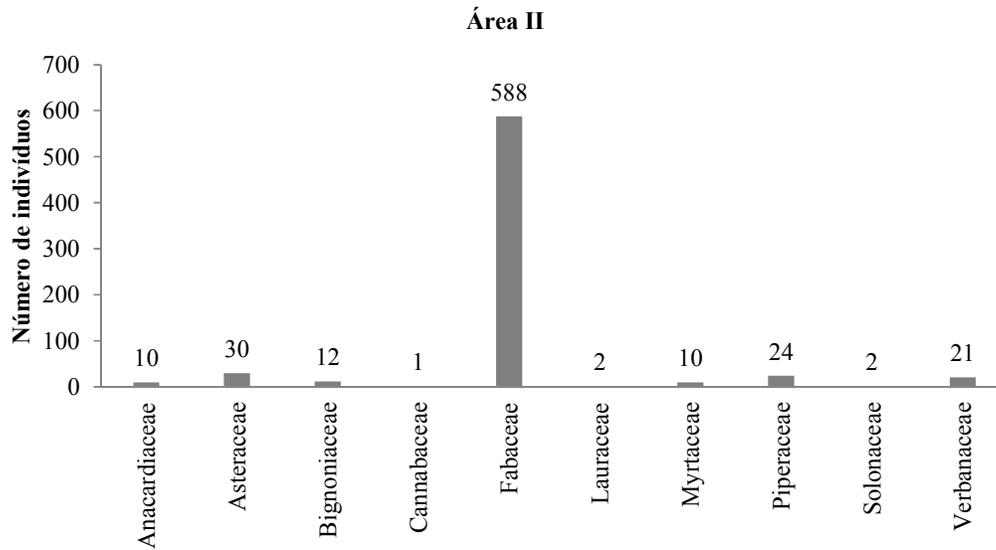


Figura 4. Famílias e número de indivíduos das espécies amostradas na Área II.

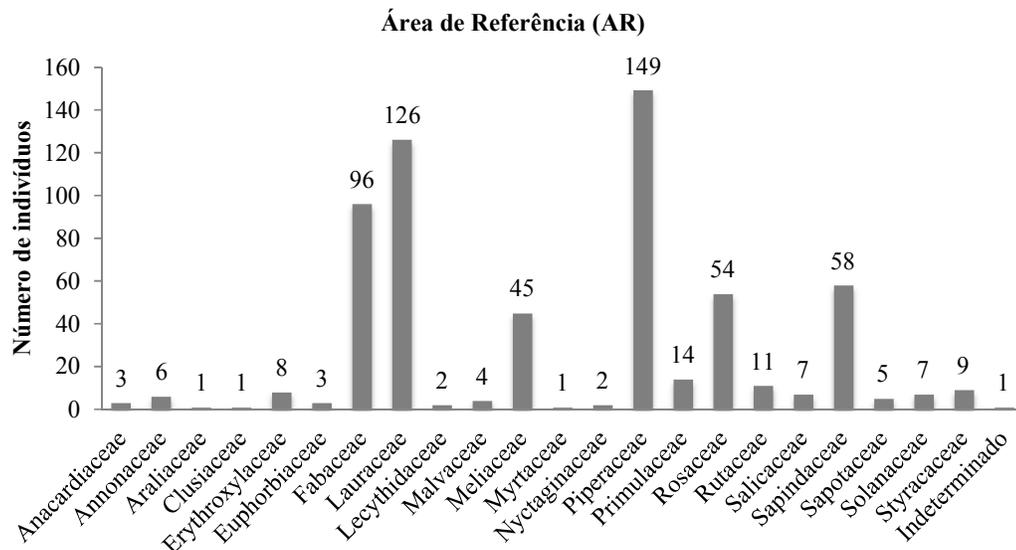


Figura 5. Famílias e número de indivíduos das espécies amostradas na AR.

Estudo realizado por Cielo-Filho e Souza (2016) avaliou a regeneração natural de uma área da Mata Atlântica mesmo em um cenário após o corte raso de uma plantação de *Cupressus lusitanica* onde os resultados mostraram um nível relativamente elevado de eficácia da regeneração natural em recuperar a riqueza de espécies, diversidade, síndromes de dispersão e composição.

Nas Áreas I e II, não houve nenhum plantio para recuperar as áreas degradadas pela deposição de estéril, apenas inicialmente uma camada de solo superficial foi sobreposta às rochas e

apesar disso, a vegetação estabeleceu-se no local. Pela comparação dos valores de riqueza total, observa-se que houve um incremento de 309 indivíduos na Área I para 700 indivíduos na Área II, o que indica um avanço no processo de desenvolvimento da cobertura vegetal.

Tanto na Área I como na Área II, a *L. leucocephala*, obteve o maior Índice de Valor de Cobertura (IVC) e Índice de Valor de Importância (IVI), diferentemente da AR, onde esses índices foram maiores para *Machaerium stipitatum*. Contudo, ambas as espécies pertencem à família Fabaceae, reconhecida pela sua comprovada capacidade de fixação de nitrogênio.

A AR, embora ainda seja uma floresta jovem em desenvolvimento sucessional, apresentou estrutura e composição mais complexa que nas áreas I e II. Além da presença da família Piperaceae o avanço da sucessão pode ser verificado pela presença da família Lauraceae como a família mais representativa. Para Tabarelli e Mantovani (1994), a família Lauraceae é indicativa da transição da floresta pioneira para um estágio sucessional mais avançado no domínio da Floresta Atlântica, juntamente com Meliaceae. Nesse estudo, a Meliaceae foi a segunda maior família na Área II, com 45 indivíduos, distribuídos em 3 espécies. Ainda na Área II, a família Piperaceae é a segunda maior riqueza, sendo indicativa de que a vegetação presente nas pilhas de estéril está em avanço de sucessão ecológica. No sub-bosque, elas tendem a ocorrer mais frequentemente em áreas menos sombreadas.

Tabela 2. Relação das espécies amostradas nas pilhas de estéril em mineração de calcário e agregados abandonada desde 2013 (Área I) e desde 1994 (Área II), com os respectivos parâmetros fitossociológico em ordem decrescente de maior Índice de Valor de Importância. N = número de indivíduos; DR = densidade relativa; FR = frequência relativa; DoR = dominância relativa; IVI = índice de valor de importância; e IVC = índice de valor de cobertura; CS = categoria sucessional (P = pioneira, NP = não pioneira); OR = origem (E = exótica, N = nativa).

Área I										
Espécie	Família	N	DR	FR	DoR	IVI	IVC	CS	OR	
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	Fabaceae	179	57,9	22,9	53,9	135	112	P	E	
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Cannabaceae	59	19,1	14,6	36,7	70,4	55,8	P	N	
<i>Tecoma stans</i> (L.) Kunth	Bignoniaceae	16	5,18	10,4	1,97	17,6	7,15	P	E	
<i>Baccharis uncinella</i> DC.	Asteraceae	18	5,83	8,33	0,91	15,1	6,74	P	N	
<i>Vernonanthura tweediana</i> (Baker) H. Rob.	Asteraceae	15	4,85	8,33	1,6	14,8	6,46	P	N	
<i>Baccharis oblongifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	Asteraceae	5	1,62	8,33	0,78	10,7	2,39	P	N	
<i>Mikania sericea</i> Hook. & Arn.	Asteraceae	4	1,29	8,33	0,34	9,97	1,63	P	N	
<i>Sesbania punicea</i> (Cav.) Benth.	Fabaceae	4	1,29	6,25	1,42	8,97	2,72	P	N	
<i>Senegalia bonariensis</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) Seigler & Ebinger	Fabaceae	5	1,62	6,25	0,8	8,66	2,41	P	N	
<i>Piper dilatatum</i> Rich.	Piperaceae	2	0,65	4,17	0,24	5,05	0,88	P	N	
<i>Solanum viarum</i> Dunal	Solanaceae	2	0,65	2,08	1,35	4,08	2	P	N	
Área II										
Espécie	Família	N	DR	FR	DoR	IVI	IVC	CS	OR	
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	Fabaceae	576	82	15,3	82	179	164	P	E	
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	Verbanaceae	21	3	11,9	0,6	15,4	3,6	P	N	
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	Anacardiaceae	10	1,4	11,9	1,2	14,5	2,6	P	N	
<i>Tecoma stans</i> (L.) Kunth	Bignoniaceae	12	1,7	10,2	0,3	12,2	2,1	P	E	
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	Fabaceae	8	1,1	3,39	7,2	11,8	8,4	P	N	

<i>Piper dilatatum</i> Rich.	Piperaceae	24	3,4	6,78	0,7	10,9	4,1	P	N
<i>Psidium guajava</i> L.	Myrtaceae	10	1,4	8,47	0,3	10,2	1,7	P	N
<i>Baccharis oblongifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	Asteraceae	16	2,3	6,78	0,4	9,5	2,7	P	N
<i>Moquiniastrium polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	Asteraceae	6	0,9	5,08	2,6	8,52	3,4	P	N
<i>Senegalia bonariensis</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) Seigler & Ebinger	Fabaceae	3	0,4	3,39	2,9	6,7	3,3	P	N
<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H. Rob.	Asteraceae	4	0,6	3,39	0,1	4,02	0,6	P	N
<i>Solanum viarum</i> Dunal.	Solanaceae	2	0,3	3,39	0,1	3,76	0,4	P	N
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Cannabaceae	1	0,1	1,69	1,3	3,14	1,5	P	N
<i>Dahlstedtia muehlbergiana</i> (Hassl.) M.J.Silva & A.M.G. Azevedo	Fabaceae	1	0,1	1,69	0,4	2,26	0,6	NP	N
<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R.M.King & H. Rob.	Asteraceae	2	0,3	1,69	0	1,99	0,3	P	N
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Lauraceae	2	0,3	1,69	0	1,99	0,3	NP	N
<i>Mikania sericea</i> Hook. & Arn.	Asteraceae	1	0,1	1,69	0	1,86	0,2	P	N
<i>Baccharis punctulata</i> DC.	Asteraceae	1	0,1	1,69	0	1,84	0,2	P	N

Tabela 3. Relação das espécies amostradas no fragmento florestal nativo (AR) presente na mineração de calcário com os respectivos parâmetros fitossociológico em ordem decrescente de maior Índice de Valor de Importância. N = número de indivíduos; DR = densidade relativa; FR = frequência relativa; DoR = dominância relativa; IVI = índice de valor de importância; e IVC = índice de valor de cobertura; CS = categoria sucessional (P = pioneira, NP = não pioneira); OR = origem (E = exótica, N = nativa).

AR									
Espécie	Família	N	DR	FR	DoR	IVI	IVC	CS	OR
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	Fabaceae	75	12,2	7,59	68,4	88,2	80,6	P	N
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Lauraceae	126	20,6	7,59	10,8	38,9	31,3	NP	N
<i>Piper amalago</i> L.	Piperaceae	143	23,3	7,59	0,91	31,8	24,2	P	N
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Sapindaceae	33	5,38	6,96	3,61	16	8,99	NP	N
<i>Eriobothrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	Rosaceae	54	8,81	5,7	0,71	15,2	9,52	P	E
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	Meliaceae	25	4,08	6,33	2,28	12,7	6,36	NP	N
<i>Ceiba speciosa</i> (St.-Hill.)	Malvaceae	4	0,65	2,53	4,32	7,5	4,97	NP	N
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Sapindaceae	13	2,12	4,43	0,53	7,08	2,65	NP	N
<i>Myrsine parvula</i> (Mez) Otegui	Primulaceae	14	2,28	4,43	0,29	7	2,57	P	N
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	Sapindaceae	12	1,96	2,53	1,33	5,82	3,28	P	N
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	Fabaceae	10	1,63	2,53	1,3	5,47	2,94	NP	N
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	Meliaceae	11	1,79	3,16	0,34	5,3	2,13	NP	N
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	Styracaceae	9	1,47	2,53	1,22	5,22	2,69	P	N
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Salicaceae	7	1,14	3,16	0,81	5,12	1,96	P	N
<i>Piper dilatatum</i> Rich.	Piperaceae	6	0,98	3,8	0,02	4,79	0,99	P	N
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Rutaceae	6	0,98	3,16	0,42	4,56	1,4	P	N
<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A. St.-Hil.	Erythroxylaceae	8	1,31	3,16	0,06	4,53	1,37	NP	N
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	Annonaceae	6	0,98	3,16	0,1	4,24	1,08	NP	N
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	Sapotaceae	5	0,82	2,53	0,26	3,6	1,07	NP	N
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	9	1,47	1,9	0,07	3,44	1,54	NP	N
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	Fabaceae	5	0,82	1,9	0,66	3,37	1,47	NP	N
Solanaceae 1	Solanaceae	3	0,49	1,9	0,7	3,09	1,19	-	-
<i>Citrus limon</i> (L.) Burm. f.	Rutaceae	5	0,82	1,9	0,03	2,74	0,84	P	E
Solanaceae 2	Solanaceae	4	0,65	1,9	0,02	2,57	0,68	-	-
<i>Dahlstedtia muehlbergiana</i>	Fabaceae	6	0,98	1,27	0,1	2,34	1,08	NP	N

<i>Croton floribundus</i> Spreng	Euphorbiaceae	3	0,49	1,27	0,02	1,77	0,51	P	N
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	Anacardiaceae	1	0,16	0,63	0,63	1,42	0,79	NP	N
<i>Mangifera</i> .sp	Anacardiaceae	2	0,33	0,63	0,05	1,01	0,38	NP	E
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Lecythidaceae	2	0,33	0,63	0,02	0,98	0,35	NP	N
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Nyctaginaceae	2	0,33	0,63	0,01	0,96	0,33	NP	N
<i>Campomanesia</i> cf. <i>xanthocarpa</i> O. Berg	Myrtaceae	1	0,16	0,63	0,05	0,85	0,21	NP	N
Indeterminado	Indeterminado	1	0,16	0,63	0,02	0,81	0,18	-	-
Araliaceae	Araliaceae	1	0,16	0,63	0,01	0,8	0,17	-	-
<i>Garcinia</i> sp.	Clusiaceae	1	0,16	0,63	0	0,8	0,17	NP	E

Na distribuição das espécies em grupo ecológico, as pioneiras predominaram em número de indivíduos e espécies nas áreas I (100%) e II (88,8%) (Figura 6). O grupo das espécies pioneiras é considerado como chave para o processo de recuperação, pois segundo Rodrigues; Monteiro, Cullen (2010) as pioneiras são responsáveis pelo impulso inicial, rápido recobrimento do solo e por criar condições para outras espécies se estabelecerem. No entanto, de acordo com BRANCALION; GANDOLFI, RODRIGUES (2009) uma densidade elevada de espécies pertencentes ao grupo das pioneiras pode comprometer os processos ecológicos futuros da área em restauração, principalmente quando a área em restauração estiver em local distante de fontes de propágulos (fragmentos florestais) ou desprovidas de sementes armazenadas no solo, e, assim, inviabilizar o processo de sucessão florestal. Contudo, como nas proximidades dos depósitos de estéril existem remanescentes florestais em estágio sucessional mais avançado, o enriquecimento com espécies finais de sucessão deverá ocorrer de forma natural.

Foi observado na Área II, o início de estabelecimento de espécies não pioneiras, os quais corresponderam a 11,12% dos indivíduos amostrados, distribuídos em 18 espécies. O sombreamento proporcionado pelo dossel já está possibilitando a regeneração de espécies de estádios serais mais avançadas, como *Nectandra megapotamica* e *Dahlstedtia muehlbergiana*. Espera-se com o passar do tempo que as espécies pioneiras sejam substituídas por espécies de sucessão mais avançadas.

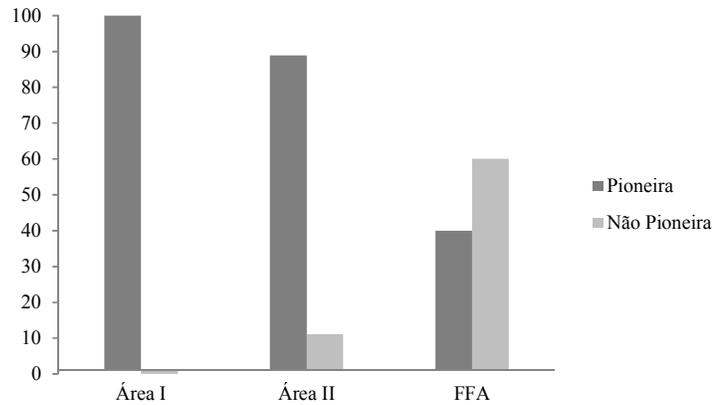


Figura 6. Porcentagem da categoria sucessional das espécies amostradas nas Áreas I, II e AR.

A análise de similaridade florística segundo o índice de Sorensen entre as Áreas I e II foi de 62,0%, entre a Área I e AR equivaleu a 6,6%, já entre a Área II e AR foi de 19,2% (Figura 7). Os resultados mostraram que a maior semelhança ocorreu entre as áreas I e II. Ao comparar as pilhas de estéril com a AR, os valores encontrados foram baixos, o que representa baixa similaridade florística entre as áreas. Contudo, a maior similaridade foi observada na comparação entre a Área II e a AR, dado esse que vem a indicar que com o avançar do tempo as pilhas de estéril tendem a se assemelharem ao fragmento florestal nativo, ainda que lentamente.

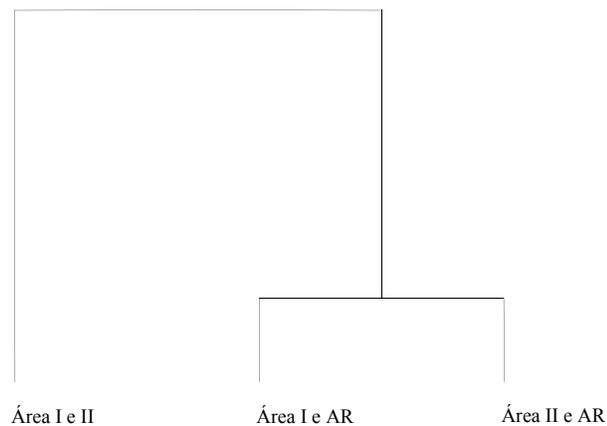


Figura 7. Dendrograma de similaridade florística entre as diferentes áreas amostradas.

O índice de diversidade de Shannon (H') obtido nas áreas I e II e na AR, foram respectivamente de 1,40, 0,89 e 2,57 nats/indivíduo. De maneira geral, os valores de H' encontrados nas áreas foram menores se comparados com estudos sobre vegetação no estado de São Paulo, que variaram de 3,04 a 4,01 (DISLICH; CERSÓSIMO; MANTOVANI, 2001; COELHO, 2013;

CORRÊA, 2014; CARDOSO-LEITE e RODRIGUES, 2008). Percebe-se que as Áreas I e II representaram H' menores quando comparado com a AR, mesmo sabendo que uma área restaurada não necessariamente ficará igual a uma área com vegetação conservada, ou que esse processo de restauração pode levar muito tempo para que venha acontecer. Entretanto, a comparação torna-se mais confiável com áreas que apresentam histórico de degradação semelhante (MARTINS; COUTINHO, MARANGON 2002), ainda que recuperadas de maneira antrópica (restauração ativa). Em áreas de mineração de bauxita recuperadas ativamente há 10 anos na Amazônia, o H' variou de 0,65 a 0,85 (PARROTA; KNOWLES; WUNDERLEJR, 1997). Foram encontrados resultados semelhantes em área de mineração de ferro em Mariana, MG, recuperadas de maneira ativa, onde o H' variaram de 0,91 a 1,17, de acordo com a idade de restauração de cada sítio (7 a 17 anos) (ÂNGELO et al., 2002). Levando-se em conta que nas pilhas de rejeito não houve nenhuma intervenção humana para recuperação das áreas, os índices de diversidade obtidos neste trabalho apresentaram valores semelhantes. Nota-se ainda que o H' da Área I foi mais alto que da Área II apesar de ser a pilha de estéril mais velha. Como o critério de mensuração de DAP da vegetação foram todos indivíduos lenhosos que apresentassem altura $\geq 1,30\text{m}$ do solo, foi então mensurado grande quantidade de arbustos, o que elevou o H' da Área I.

O IVI da espécie *Tecoma stans* na Área I ocupou a 3ª posição e na Área II a 4ª (Figura 8 e 9), sabe-se que a espécie *Tecoma stans* está incluída na Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras para o Estado do Paraná e a Portaria nº 125 de 07 de agosto de 2009 que estabelece que o *Tecoma stans* não deve ser cultivado ou criado, ficando seu uso em qualquer uma das formas não permitido (PARANÁ, 2009). De acordo com Kranz (1996) e Passini (1997) o *Tecoma stans* foi observado como planta invasora de pastos degradados do Estado do Paraná em que a população dessa espécie forma um dossel denso sob o qual as forrageiras não se desenvolvem.

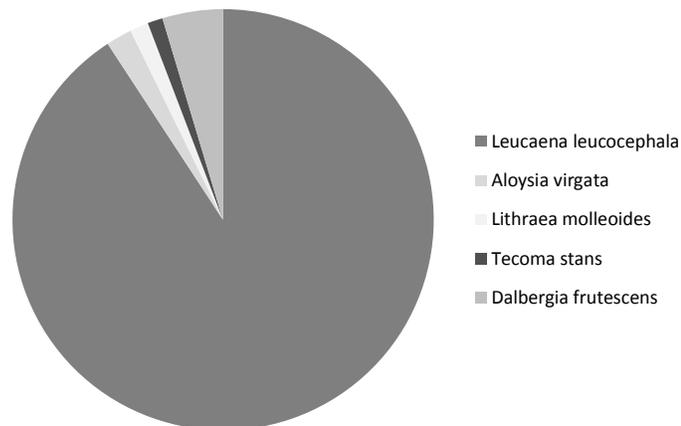


Figura 8. Cinco espécies com maior IVI amostradas na Área I.

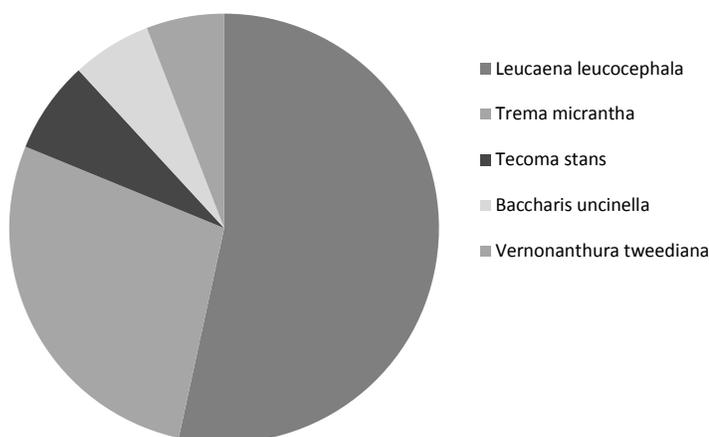


Figura 9. Cinco espécies com maior IVI amostradas na Área II.

A baixa riqueza específica nas pilhas de estéril é ratificada também pelo índice de impacto ambiental de exóticas (IIAE), cujos valores obtidos, foram 0,014 e 0,277 para as Áreas I e II respectivamente. Sob o contexto estrutural, observou-se que a *L. leucocephala* representou o maior valor de importância, especialmente devido a sua alta dominância e distribuição homogênea. Nas pilhas de estéril observou-se também menor número indivíduos representativos das espécies nativas em comparação com a AR. Segundo Reaser e Meyerson (2007) o índice do IIAE “varia de -1 a 1 e quando o valor analisado é -1, implica que a área não possui plantas nativas e quando o valor analisado é 1, a área não possui plantas exóticas” e de acordo com Andrade et al. (2010), “valores próximos de zero negativo já representam sérios problemas ambientais para as comunidades autóctones”.

A presença da *L. leucocephala* pode ser explicada por a mineração localizar-se próximo a rodovia SP 104/79 - João Guimarães, sendo observável a dominância da espécie ao longo de rodovias na região. Sabendo que sua plasticidade ecológica permite adaptar-se a diferentes solos com baixa disponibilidade de nutrientes, a espécie foi capaz de se dispersar e colonizar as áreas degradadas da mineração.

Outro fator preponderante para os altos índices da espécie *L. leucocephala* se dá pela ausência de competidores e predadores que possam interromper seu estabelecimento e ocorrência de seu ciclo de vida. Para Bourscheid e Reis (2010), muitas das espécies exóticas invasoras apresentam vantagens competitivas com relação a espécies nativas, por fazerem menos interações com a comunidade local, ou seja, organismos introduzidos se espalham rapidamente no novo ambiente, porque neste não existem os predadores, patógenos e herbívoros, com os quais coevoluíram em seu habitat de origem.

Verifica-se que apesar de exótica, a *L. leucocephala*, passou a compor o ambiente em restauração, favorecendo assim a acumulação de nitrogênio. De acordo com Sanginga (1992), a leucena forma simbiose eficiente com estirpes específicas de *Rhizobium*, podendo fixar de 200 a 300 kg ha⁻¹ de N, tornando esse elemento disponível em agrossistemas tropicais. De acordo com Chada; Campello, Faria (2004) as leguminosas são fartamente relatadas como recolonizadoras espontâneas de áreas degradadas pela mineração e como tendo grande sucesso em projetos de revegetação. Gonçalves et al. (2004) comenta que a rusticidade, baixas exigências nutricionais e capacidade de nodular e fixar nitrogênio são consideradas as principais características que proporcionam às plantas dessa família maior capacidade de sobreviver em ambientes minerados.

Ao avaliar a influência da riqueza de *L. leucocephala* sobre outras espécies (Figura 9), verifica-se que uma maior densidade aparentemente proporciona uma facilitação inicial para que outras espécies ocorram no local, relação que pode ser alterada de acordo com o tempo. Inicialmente, na Área I, a espécie atua como facilitadora no avanço da sucessão ecológica com 57,93% em relação a 82,28% na Área II.

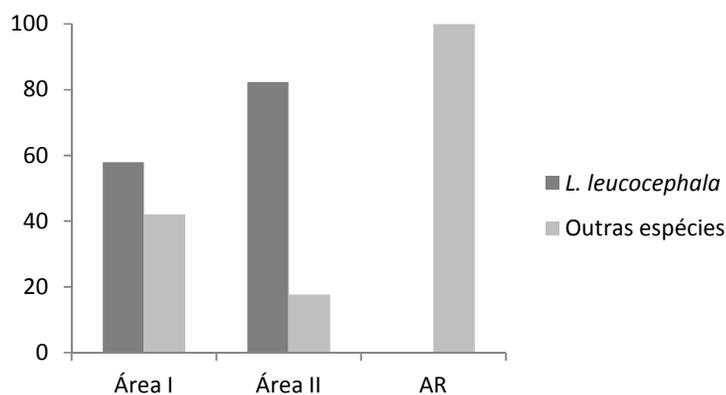


Figura 10. Proporção da riqueza da *L. leucocephala* nos diferentes ambientes em relação às demais espécies.

Na Área I inicialmente a *L. leucocephala* age como abrigo para os vetores de dispersão, melhora as condições de fertilidade do solo e fornece habitats adequados ao recrutamento e assim facilita o estabelecimento de outras espécies. No entanto, ao longo do tempo a espécie age como inibidora, dificultando a regeneração de plantas nativas nas pilhas de estéril, como observado na Área II. Segundo Connell e Slatyer (1977) três são os modelos diferentes de sucessão. O primeiro é denominado facilitação, no qual espécies secundárias só se estabelecem no local após as espécies primárias terem modificado as condições ambientais; o segundo é a tolerância, no qual espécies secundárias não precisam necessariamente da presença de espécies primárias para se estabelecer e crescer, pois o estabelecimento depende do nível individual de tolerância a escassez de recursos das

espécies; e o terceiro é o de inibição, no qual as espécies primárias inibem o crescimento de outras espécies através do uso de espaço e recursos.

Conforme os resultados da diversidade para a regeneração natural foi observado que a abundância da espécie *L. leucocephala* interferiu negativamente no processo de sucessão ecológica, impedindo o estabelecimento das demais espécies ocorrerem, de acordo com Ziller e Zalba (2007), espécies invasoras competem severamente com as espécies nativas pelos recursos naturais do meio, diminuindo o aporte de novos propágulos. Esse comportamento é típico de espécies ruderais agressivas. Yoshida e Oka (2004) constataram que a recuperação da biodiversidade e da estrutura de florestas nativas é muito mais lenta em áreas ocupadas por *L. leucocephala* do que em áreas não ocupadas por essa espécie. A inibição causada pela *L. leucocephala* que afeta o desenvolvimento de outras espécies pode ser atribuída à liberação de substâncias alopatóicas. De acordo com Chou e Kuo (1986) a fitotoxicidade do extrato de *L. leucocephala* sobre várias plantas tem sido atribuída à diversidade de aleloquímicos presentes em sua composição. Os aleloquímicos envolvidos nesse efeito são a mimosina (b-[N-(3-hidroxi- 4-oxopiridil)]-a-aminopropiônico), a quercetina, o ácido gálico e os ácidos protocatequico, p-hidroxibenzóico, phidroxifenilacético, vanílico, ferúlico, caféico e p-cumárico. Dados esses que corroboram com os estudos conduzidos por Prates et al. (2000) que revelaram que o uso da parte aérea da *L. leucocephala*, tanto em cobertura, como incorporada ao solo, reduziu a população de plantas daninhas presentes na cultura do milho, com maior efeito sobre as plantas de folhas largas.

Cabe destacar que embora a utilização de espécies exóticas deva ser evitada em determinadas situações, no caso de solos expostos e sujeitos a erosão, tem sido recomendada por alguns autores para promover cobertura rápida e melhoria da fertilidade do solo, o que é particularmente importante no caso da mineração, além de possibilitar a formação de florestas catalisadoras, que facilitam a regeneração de espécies nativas no sub-bosque (PARROTTA e KNOWLES, 1999; SANTILLI e DURIGAN, 2014). Nesse sentido, um estudo realizado por Santilli e Durigan (2014) mostrou que mesmo numa comunidade em restauração em que 94% das árvores plantadas foram exóticas, e que após 8 anos do plantio apenas 3% das plantas regenerantes pertenciam a espécies exóticas, indicando tendência de aumento de espécies nativas ao longo do tempo. Além do mais, Chavez (1994) aponta a espécie *L. leucocephala* como uma das leguminosas que possuem usos múltiplos em sistemas agrissilvipastoris, sendo usada como suplementação alimentar para o gado, principalmente na época seca. Cerca de 25% de proteína bruta em suas folhas, por possuir um alto teor de mimosina, impede o uso em mais de 30% da dieta de ruminantes e 10% de não-ruminantes. Bertalot (1997) afirma a espécie *L. leucocephala* como uma das leguminosas arbóreas fixadoras de nitrogênio com potencial para ecossistemas agroflorestais em solos de cerrado.

Nota-se ainda na Figura 4 que, apesar da *L. leucocephala* estar presente nas pilhas de estéril, na AR não houve nenhuma ocorrência. Observa-se que a espécie não invadiu o fragmento florestal nativo, uma vez que nenhum indivíduo foi registrado entre os 613 amostrados, dessa forma, não afetando a sucessão dos ecossistemas naturais. Estudo realizado por Costa e Durigan (2008) aponta que a *L. leucocephala* não se comportou como espécie invasora, uma vez que não se expandiu sobre ecossistemas naturais. A espécie seria, portanto, mais bem identificada como ruderal, uma vez que pode proliferar em áreas perturbadas e dificultar o estabelecimento de espécies nativas (WOITKE e DIETZ, 2002).

Ainda que a espécie *L. leucocephala* reúna alguns predicados favoráveis à invasão tais como porte arbóreo, crescimento rápido e grande produção de sementes, assim inibindo o estabelecimento de outras espécies, as árvores de *L. leucocephala* não atingem grande porte (LORENZI, 2003). A *L. leucocephala*, sendo uma espécie pioneira heliófita, espera-se que perca espaço na comunidade à medida que as árvores nativas sombreem suas copas, dificultando sua reprodução e regeneração. Em experimento visando determinar os mecanismos que conferem resistência de comunidades vegetais à invasão, Green et al. (2004) constataram 100% de mortalidade das plântulas de *L. leucocephala* no interior da floresta intacta. Esses autores consideraram a baixa luminosidade como o mais importante filtro abiótico impedindo a invasão por essa espécie.

4. CONCLUSÕES

- Foi constatada a ocorrência da regeneração natural nas pilhas de estéril e como esperado, houve o aumento de diversidade de espécies ao longo do tempo. Observou-se que a *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (leucena) se estabeleceu mais expressivamente que as demais espécies levando a inferir que a espécie esteja inibindo o desenvolvimento de outras espécies ocorrerem nas pilhas de estéril. No entanto, a espécie não invadiu o fragmento florestal nativo.
- Recomenda-se seu manejo para que as demais espécies consigam se estabelecer, podendo ser suficiente para acelerar o processo de diversidade em ambas as pilhas. Ainda, recomenda-se o enriquecimento de espécies com o intuito de aumentar a diversidade do local para que a sucessão ecológica das áreas não seja comprometida.
- A composição e estrutura fitossociológica indica que a vegetação presente nas pilhas de estéril está em transição da floresta pioneira para um estágio sucessional mais avançado. No entanto, as pioneiras predominaram em número de indivíduos e espécies.
- O H' confirmou que as pilhas de estéril estão em processo de restauração e possuem ainda baixa diversidade quando comparada com a área do fragmento florestal nativo adjacente à cava da mineração.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE, L. A.; FABRICANTE, J. R.; OLIVEIRA, F. X. Impactos da invasão de *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. (Fabaceae) sobre o estrato arbustivo-arbóreo em áreas de Caatinga no Estado da Paraíba, Brasil. **Acta Scientiarum, Biological Sciences**, v.32, n.3, p.249-255, 2010.

ÂNGELO, J. G. M.; LENA, J. C.; SANTOS, J. B.. Diversidade vegetal em áreas em reabilitação de mineração de ferro, na mina de Alegria, em Mariana, MG. **Revista Árvore**, v.26, n.2, p.183-192, 2002.

APG III - ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 161, n. 2, p. 105-121, 2009.

BOURSCHEID, K.; REIS, A. Dinâmica da invasão de *Pinus elliottii* Engelm. em restinga sob processo de restauração ambiental no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. **Biotemas**, v.23, n.2, p.23-30, 2010.

BERTALOT, M. J. A. **Crescimento e avaliação nutricional de leguminosas arbóreas potenciais para ecossistemas agroflorestais num solo de cerrado**. 1997. 63 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrônômicas. Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. 2009. Incorporação do conceito da diversidade genética na restauração ecológica. In: RODRIGUES, R. R., BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (orgs.). **Pacto pela restauração da mata atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. 1. ed. LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, São Paulo, p. 37-54.

BRASIL. Decreto Nº 97.632 – 10 de abril de 1989. Dispõe sobre a regulamentação do artigo 2º, inciso VIII, da Lei no 6.938 de 31 de agosto de 1981, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF. 10 de abril de 1989. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/D97632.htm> Acesso: 20 jul. 2016.

BRASIL. Decreto Nº 8.972 - 23 de janeiro de 2017. Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, DF. 23 de janeiro de 2017. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2015-2018/2017/Decreto/D8972.htm> Acesso: 25 jan. 2017.

Calmon, M. et al. 2009. Pacto pela restauração da Mata Atlântica: um movimento pela restauração da floresta. In: Fujihara, M. A., Cavalcanti, R., Guimarães, A., Garlipp, R. (Eds.). **O valor das florestas**. Terra das Artes Editora, São Paulo, p. 331–333.

CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS À AGRICULTURA - CEPAGRI - UNICAMP. **Clima Dos Municípios Paulistas**. Disponível em: <http://http://www.cpa.unicamp.br/outrasinformacoes/clima_muni_584.html > Acesso: 15 Mar. 2016.

CARDOSO-LEITE, E.; RODRIGUES, R. R. Fitossociologia e caracterização sucessional de um fragmento de Floresta Estacional no sudeste do Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.32, n.3, p.583-595, 2008.

CHADA, S. S.; CAMPELLO, E. F. C.; FARIA, S. M. Sucessão vegetal em uma encosta reflorestada com leguminosas arbóreas em Angra dos Reis, RJ. **Revista Árvore**, v.28, n.6, p.801-809, 2004.

CHAVEZ, S. V. Contenido de taninos y digestibilidad *in vitro* de algunos forrajes tropicales. **Agroforesteía en las Américas**, v. 1, n. 3, p. 10-13, 1994.

CHOU, C. H.; KUO, Y. L. Allelopathic research of subtropical vegetation in Taiwan: III. Allelopathic exclusion of understory by *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. **Journal of Chemical Ecology**, v.12, p.1431-1448, 1986.

CIELO-FILHO, R.; SOUZA, J. A. D. Avaliação da restauração passiva de uma área de mata atlântica após o corte raso de uma plantação de *Cupressus lusitanica* MILL. **Ciência Florestal**. v.26, p.475, 2016.

CONNELL, J.; SLATYER, R. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **American Naturalist**, Chicago, v.111, 1119–1141, 1977.

COELHO, S. **Estudo da vegetação do Parque Natural Municipal Corredores da biodiversidade (PNMCBio), SOROCABA/SP**. 2013. 87 p. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade na Gestão Ambiental) - Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba.

- CORRÊA, L.; CARDOSO-LEITE, E.; CASTELLO, A. Estrutura, composição florística e caracterização sucessional em remanescente de Floresta Estacional Semidecidual no sudeste do Brasil. **Revista Árvore**, v.38, n.5, p.799-809, 2014.
- COSTA, J. N. M. N. da; DURIGAN, G. *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (Fabaceae): Invasora ou ruderal? **Revista Árvore**. Viçosa, v.34, n.5, p.825-833, 2010.
- DISLICH, R.; CERSÓSIMO, L.; MANTOVANI, W. Análise da estrutura de fragmentos florestais no Planalto Paulistano-SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v.24, n.3, p.321-332, 2001.
- DURIGAN, G. et al. Estádio sucessional e fatores geográficos como determinantes da similaridade florística entre comunidades florestais no Planalto Atlântico, Estado de São Paulo, **Brasil. Acta bot. bras.**, v.22, n.1, p.51-62, 2008.
- GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. F.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v.55, p.753-767, 1995.
- GONÇALVES, J. L. M. et al. Seedling production of native species: substrate, nutrition, shading, and fertilization. In: GONÇALVES, J. L. M.; BENEDETTI, V. (Orgs). **Forest nutrition and fertilization**. Piracicaba: Instituto de Pesquisas Florestais e Estudos Florestais, p.307-345, 2004.
- GREEN, P. T.; LAKE, P. S.; O'DOWD, D. J. Resistance of Island Rainforest to Invasion by Alien Plants: Influence of Microhabitat and Herbivory on Seedling Performance. **Biological Invasions**, v.61, p.1-9, 2004.
- HOLL, K. D. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. **Journal of Ecology**, v.90, n.1, p.179-187, 2002.
- PARANÁ. Portaria nº 125 de 07 de agosto de 2009. Reconhece a Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras para o Estado do Paraná, estabelece normas de controle e dá outras providências, 2009. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Lista_invasoras_PR_corrigida_set_2015.pdf> Acesso: 13 jan. 2017.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Manual técnico da vegetação brasileira. 2. ed. Rio de Janeiro, 2012. 271 p. (Manuais Técnicos em Geociências, n. 1). Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>> Acesso: 20 jun. 2016.

LISTA DE ESPÉCIES DA FLORA DO BRASIL. **Lista de Espécies da Flora do Brasil**. 2016. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso: 12 Mar. 2016.

LORENZI, H. et al. **Árvores Exóticas no Brasil**: madeireiras, ornamentais e aromáticas. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2003. 385p.

MAGNAGO, L. F. S. et al. Os processos e estágios sucessionais da mata atlântica como referência para a restauração florestal. In: MMARTINS, S.V. (Ed): **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**, Viçosa, MG: Ed. UFV, 2012. p. 69-100.

MAGURRAN, A.E. 1988. **Ecological Diversity and its measurement**. New Jersey, Princeton University Press, 179 p.

MARTINS, S. V.; COUTINHO, M. P.; MARANGON, L. C. Composição florística e estrutura de uma floresta secundária no município de Cruzeiro, SP. **Revista Árvore**, v. 26, n. 1, p. 35-41, 2002.

MCINTIRE, E. J. B.; FAJARDO, A. Facilitation as a ubiquitous driver of biodiversity. **New Phytologist**, v. 201, n. 2, p. 403-416, 2014.

MUELLER-DOMBOIS, D. and ELLENBERG, H., 1974. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley and Sons. 547 p.

NETO, A.M.; MARTINS, S.V.; SILVA, K.A.; GLERIANI, J.M. Estrato de regeneração natural de uma floresta restaurada com 40 anos. **Pesquisa Florestal Brasileira**., Colombo, v.32, n.72, p.409-420, 2012.

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

PARROTA, J. A.; KNOWLES, O. H. Restoration of tropical moist forest on bauxite mined lands in the Brazilian Amazon. **Restoration Ecology**, v.7, p.103-116.

PRACH, K.; WALKER, L.R. Four opportunities for studies of ecological succession. **Trends in Ecology and Evolution**. v.26, n.3, p.119-23, 2011.

PRATES, H. T. et al. Efeito do extrato aquoso de leucena na germinação e no desenvolvimento do milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.35, p.909-914, 2000.

- REASER, J. K.; MEYERSON, L. A. Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems. **Environmental Conservation**, v.34, n.2, p. 98-111, 2007.
- RODRIGUES, E. R., MONTEIRO, R., CULLEN L, J. R. Dinâmica inicial da composição florística de uma área restaurada na região do Pontal do Paranapanema, São Paulo, Brasil. **Revista Árvore**, v.34, n.5, p.853-861, 2010.
- SANGINGA, N. **Nitrogen fixation by trees and its contribution to the nitrogen status of soils or associated crops**. In: Interactions plants microorganisms. Dakar, Fondation Internationale pour la Science, 1992. p.14-32.
- SANTILLI, C., DURIGAN, G. Do alien species dominate plant communities undergoing restoration? A case study in the Brazilian savanna. **Scientia Forestalis**, v.42, n.103, p. 371-382, 2014.
- SARTORI, M. S. **Variação da regeneração natural da vegetação arbórea no sub-bosque de Eucalyptus saligna Smith. manejado por talhadia, localizado no município de Itatinga, SP**. 2001. 89 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- SAYRE, R. et al. Natureza em Foco: Avaliação Ecológica Rápida. **The Nature Conservancy**, Arlington, Virginia, USA. p.182, 2003.
- SHEPHERD, G.J. 2009. FITOPAC 2.1 (versão preliminar). Departamento de Biologia Vegetal, Universidade Estadual de Campinas.
- SOUZA, V. C.; LORENZI, H. 2008. Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG II. 2ª ed., Instituto Plantarum, Nova Odessa.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. **Clareiras Naturais e a Dinâmica Sucessional de um Trecho de Floresta na Serra da Cantareira, SP**. 1994. 142 p. Dissertação (mestrado). Instituto de Biociências – Universidade de São Paulo, São Paulo.
- VIANI, R., DURIGAN, G., MELO, A. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Ciência Florestal**, v.20, n.3, p.533-552, 2010.
- WOITKE, M. E, DIETZ, H. Shifts in dominance of native and invasive plants in experimental patches of vegetations. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v.5, n.3, p.165-184, 2002.

YOSHIDA, K.; OKA, S. Invasion of *Leucaena leucocephala* and its effects on the native plant community in the Ogasawara (Bonin) Islands. **Weed Technology**, v.18, p.1371-1375, 2004.

ZILLER, S.R.; ZALBA, S. Propostas de ação para prevenção e controle de espécies exóticas invasoras. **Natureza e Conservação**, v.5, n.2, p.8-15, 2007.

CAPÍTULO 2: CARACTERIZAÇÃO FÍSICA, QUÍMICA E VEGETACIONAL EM ÁREAS MINERADAS DE CALCÁRIO EM PROCESSO DE REGENERAÇÃO NATURAL

RESUMO

O objetivo desta pesquisa foi caracterizar a qualidade edáfica dos substratos nas pilhas de estéril de diferentes idades em processo de regeneração natural e compará-las com as informações obtidas do solo de uma floresta em estágio sucessional mais avançado com o intuito de verificar se está havendo a recuperação dos substratos de pilhas de estéril por meio da regeneração natural e a relação do desenvolvimento da vegetação com a melhoria das características dos substratos. O estudo foi conduzido em um empreendimento minerário localizado em Salto de Pirapora - São Paulo, Brasil. Foram realizados o levantamento da vegetação e a caracterização biológica, física e química dos substratos das pilhas de estéril abandonadas desde 1994 e 2013 e do solo de um fragmento florestal nativo adjacente à cava de mineração, sendo alocadas 12 parcelas de 10x10m em cada área. Os resultados da caracterização biológica, quanto ao índice de cobertura do solo com gramíneas, regenerantes, herbáceas e serapilheira, ao longo do tempo as pilhas de estéril estão se assemelhando aos valores encontrados no fragmento florestal nativo. O mesmo foi observado para a caracterização física quanto à resistência do solo a penetração, teor de umidade do solo e ao índice relativo de luz. Para as características químicas, em todas as áreas amostradas há deficiência em alumínio que consequentemente apresentou baixa acidez potencial, pH alcalino. A CTC dos substratos das pilhas de estéril apresentou valores semelhantes à CTC do fragmento florestal nativo, com abundância em alguns nutrientes essenciais, apontando a possibilidade de desenvolvimento da vegetação nas pilhas de estéril e a contribuição da regeneração natural para os substratos, dados esses que apontam que a regeneração natural nas pilhas de estéril contribuiu para a melhoria da qualidade edáfica dos substratos ao longo do tempo, assim recuperando a funcionalidade do sistema.

Palavras-chave: Qualidade do substrato. Mineração. Área degradada

1. INTRODUÇÃO

O estado do solo indica a sua capacidade de funcionar no ecossistema como elemento sustentador da produtividade biológica, mantendo a qualidade ambiental e promovendo a saúde das plantas e animais. Com base nesta correlação entre o solo e vegetação, pode-se fazer uso de indicadores sobre a melhora na recuperação da qualidade de solo ou substrato para analisar-se a eficácia da recuperação do local como um todo, especialmente quanto à sua capacidade para sustentar determinada população vegetal e/ou animal. Portanto, dentro do conceito de ecossistema,

o uso de indicadores de solo oferece uma maneira indireta de avaliar a eficácia do processo de recuperação de áreas degradadas, o que pode auxiliar nas tarefas de gestão ambiental por parte das empresas e/ou facilitar a fiscalização dos agentes governamentais (ALMEIDA, 2010).

A exploração de materiais para a construção civil (areia, brita, argila, calcário, cascalho e outros) expõe à superfície material de composição variada, genericamente denominado substrato. Substratos expostos pela mineração apresentam atributos físicos, químicos e biológicos diferentes do solo, que possui camadas em seu perfil e características adequadas para o crescimento e desenvolvimento de plantas e outros organismos (GOEDERT e CORRÊA, 2004). Almeida (2010, p.40) “em termos de melhoria das características do substrato sugere que variáveis biológicas, químicas e físicas devem ser utilizadas como indicadores e estudadas em conjunto”.

Algumas espécies vegetais promovem melhorias das características ambientais como, a alteração de substrato ou aumento da disponibilidade de um recurso, ou até através de outros benefícios, como a introdução de micorrizas no solo (CALLAWAY, 1995) e o aumento da disponibilidade de nutrientes. Existem diversas maneiras de deposição dos nutrientes no sistema, entre elas a serapilheira, que depois de acumulada, intercepta luz, reduz a amplitude térmica do solo favorecendo a germinação sementes e plântulas (BARBOSA e FARIA, 2006). O pH do solo também pode ser alterado com essas estruturas (JIROVÁ; KLAUDISOVÁ; PRACH, 2012).

A presença da vegetação no ambiente melhora as características do solo e concomitante o solo contribui para o desenvolvimento da vegetação. Segundo Pueyo et al. (2009), uma boa preservação da vegetação favorece a relação entre planta e solo, que acaba mantendo as boas condições do solo e este, por sua vez, permite o estabelecimento e sobrevivência da vegetação.

O conhecimento sobre a regeneração natural em áreas de mineração ainda é bastante incipiente. De acordo com Campos e Landgraf (2001), a regeneração é um “processo natural em que cada espécie desenvolve características próprias em equilíbrio com as condições ambientais, onde a dinâmica natural permite a perpetuação de todas as espécies vegetais”.

Embora o processo de recuperação do substrato, como meio para o crescimento das plantas, tenha se mostrado muito lento (CORRÊA, 2007), para Almeida e Sánchez (2015) seu monitoramento, por meio da obtenção de medidas dos seus atributos funcionais, podem fornecer dados que indiquem as tendências desse processo, especialmente quando comparados aos dados de locais das áreas sem interferência da mineração ou, ainda, com remanescentes de vegetação nativa, tidas como áreas de referência.

Estudos envolvendo uma análise minuciosa do componente arbóreo de vegetação que se estabeleceu naturalmente e sua relação com as características vegetacionais, físicas e químicas dos substratos são praticamente inexistentes em áreas de pilha de estéril. Entender as condições dos substratos se faz indispensável para a avaliação da recuperação em mineração, em vista da relação

direta entre a qualidade do substrato e o desenvolvimento da vegetação. Dessa forma, este estudo objetivou caracterizar a qualidade edáfica dos substratos de pilhas de estéril de diferentes idades em processo de regeneração natural e relacioná-las com o ambiente de uma floresta em estágio sucessional mais avançado.

Este capítulo pretende responder as seguintes questões: É possível a recuperação dos solos de pilhas de estéril por meio da regeneração natural? Há relação entre o desenvolvimento da vegetação e as características dos substratos?

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Localização do estudo

A pesquisa foi conduzida em uma empresa mineradora de calcário para insumos agrícolas e agregados para construção civil, localizada no Município de Salto de Pirapora no Estado de São Paulo, Brasil. Com uma extensão de 26.657,88 hectares, a mineradora encontra-se entre as longitudes 47°31'52.12" e 47°30'42.27" e latitudes 23°39'22.67" e 23°38'28.89".

De acordo com o IBGE (2012), a área de estudo está inserida em um ecótono, possui uma formação vegetal originalmente composta de Floresta Estacional Semidecidual do Bioma Mata Atlântica, com zonas de contato com formações do domínio Cerrado. Atualmente, a maior parte da vegetação de Salto de Pirapora esta associada à pastagens naturais ou artificiais (braquiárias). Grande também é a área coberta por eucaliptos que mantém os fornos das indústrias calcárias encontradas na região.

O clima da região, segundo a classificação de Koeppen, é do tipo Cwa, tropical de altitude com chuvas no verão e seca no inverno e temperatura média do mês mais quente superior a 22 °C (CEPAGRI/UNICAMP, 2016).

2.2 Planejamento experimental

Nas pilhas de estéril que estão em processo de regeneração natural abandonadas desde 2013 (Área I) e 1994 (Área II) e uma área de referência com um fragmento florestal nativo (AR) adjacente à cava de mineração, foi realizada a caracterização da vegetação, física e química dos substratos/solos.

O método utilizado foi o de parcelas permanentes (MUELLER-DOMBOIS e ELLENBERG, 1974), sendo 12 parcelas de 10 m x 10 m em cada ambiente, agrupadas em três pontos com espaçamento de 10 metros entre si, totalizando em cada ambiente a área amostrada de 1.200 m². As coletas ocorreram no período de julho de 2015 à junho de 2016.

2.2.1 Caracterização da vegetação

Obteve-se o DAP (Diâmetro à Altura do Peito) de todos os indivíduos lenhosos vivos (árvores, arbustos e subarbustos) com altura $\geq 1,30\text{m}$ do solo, estes foram identificados e marcados com plaquetas de alumínio. O reconhecimento das espécies foi realizado em *in situ*, quando possível, ou partes vegetativas e/ou reprodutivas das plantas não reconhecidas no local, foram coletadas para identificação por meio de literatura especializada e consulta a herbários. As famílias foram nomeadas com base no Angiosperm Phylogeny Group III (APG III, 2009; SOUZA e LORENZI, 2008) e grafias dos nomes e sinônimas das espécies foram conferidas na Lista de Espécies da Flora do Brasil (2016) e identificadas quanto à espécie e tipo (nativa ou exótica) e categoria sucessional (pioneira e não pioneira).

A diversidade florística foi estimada por meio do índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (MAGURRAN, 1988), que considera dois atributos de uma comunidade, a riqueza e a equabilidade. Quanto maior for o valor de H' , maior será a diversidade da comunidade em estudo. É calculado para as áreas composta nos diferentes ambientes, a partir da equação:

$$H' = \sum_{i=1}^s \frac{n_i}{N} \times \ln \frac{N}{n_i}$$

Em que:

n_i = número de indivíduos da espécie i ;

N = número de indivíduos total da amostra.

2.2.2 Coleta e análises da qualidade dos substratos/solos

A qualidade dos substratos nas pilhas de estéril e do solo do fragmento florestal adjacente à cava de mineração foram avaliados por meio de atributos para a caracterização biológica, física, química, sendo esquematizados na Tabela 1.

Tabela 1. Atributos para a caracterização dos substratos/solos aplicáveis na avaliação de áreas em estudo.

Caracterização da cobertura	Cobertura do solo com gramíneas Cobertura do solo com herbáceas Cobertura do solo com regenerantes Cobertura do solo com serapilheira
Caracterização física	Resistência do substrato à penetração Umidade do solo Luminosidade dentro do dossel Análise granulométrica do solo
Caracterização química	Análise química do solo

2.2.2.1 Caracterização da cobertura

Para estimativa de cobertura vegetal com gramíneas, herbáceas, regenerantes e serapilheira (Figura 1) presente nos substratos das pilhas de estéril e no solo da AR, foi utilizado um quadro reticulado de 0,50m x 0,50m subdividido em 4 quadrantes de 0,25m x 0,25m, lançado aleatoriamente, 5 vezes dentro de cada parcela, de forma a ter uma média em porcentagem da cobertura de cada indicador dentro das área de estudo (0%, 25%, 50%, 75%, 100%) e a espessura (cm) da serapilheira (RODRIGUES et al., 2009).



Figura 1. Método do quadrante para amostragem de cobertura dos substratos/solos.

2.2.2.2 Caracterização física

A resistência do substrato à penetração é uma das propriedades físicas do solo diretamente relacionadas com o crescimento e desenvolvimento das plantas. Valores excessivos de resistência do solo à penetração podem influenciar o crescimento das raízes em comprimento e diâmetro tendo efeito direto no crescimento e desenvolvimento da parte aérea das plantas (LETEY, 1985; MASLE e PASSIOURA, 1987; MEROTTO e MUNDSTOCK, 1999). Aleatoriamente dentro de cada parcela, foram realizados 5 leituras utilizando-se o penetrômetro de solos da marca Solotest (Figura 2a). A resistência de penetração (q_c em Kgf/cm^2) foi obtida dividindo-se a carga máxima de penetração (em kgf) pela área da base do cone (em cm^2). Como o diâmetro da base do cone é 28,4

mm, a área da base do cone é 6,33 cm². Para melhor comparação de resultados o valor foi transformado em megapascal (MPa).

A determinação do teor de umidade dos substratos/solos foi obtida com o auxílio do sensor Aquaterr (Aquaterr MT300 - capacitivo Sensor), em 5 pontos aleatórios dentro de cada parcela em profundidade média de 5 centímetros (Figura 2b).

Para a classificação do tamanho das partículas constituintes nos substratos/solos, foram coletadas amostras compostas por 12 subamostras de substrato obtidas entre 0 e 20 cm de profundidade. Foi utilizada a escala granulométrica da ABNT (NBR 7181/84), realizada por peneiramento e por sedimentação de sólidos em meio líquido utilizando-se o método da pipeta (IAC, 1996) no Laboratório de Águas e solos do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”.

Para os testes de distribuição granulométrica foram utilizadas as peneiras de malhas de 19,0mm, 9,5mm, 4,75mm, 2,36mm, 1,18mm, 600µm, 300µm, 212µm e fundo.

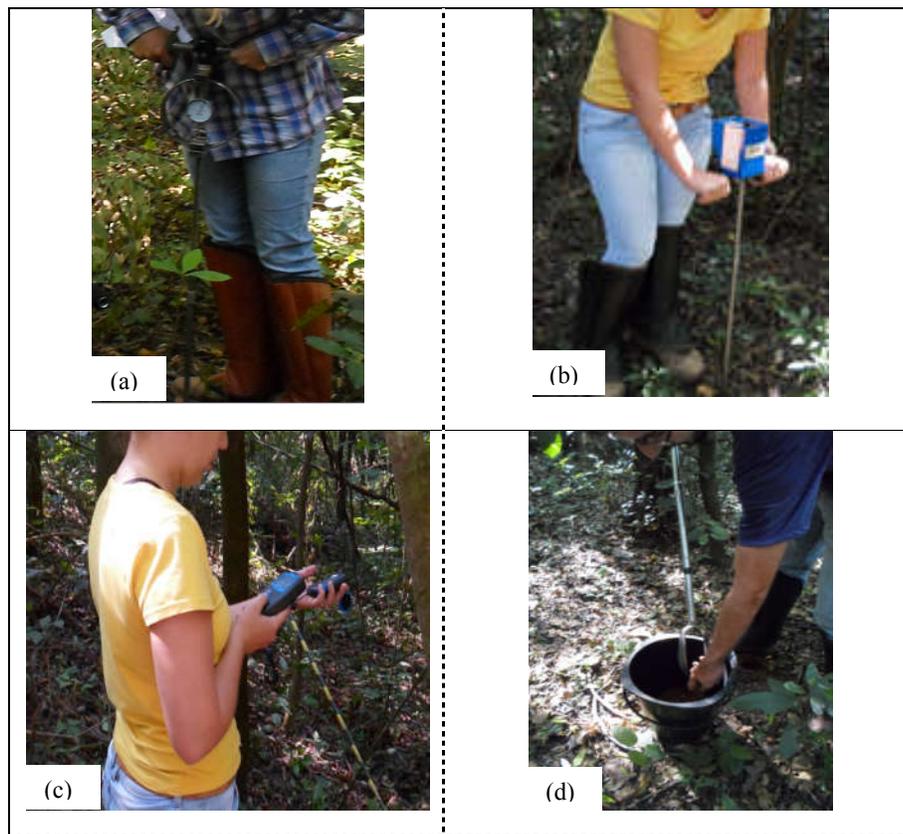


Figura 2. Penetrômetro de solos (a), Sensor Aquaterr (b), Luxímetro (c), Amostragem de solos com trado (d).

2.2.2.3 Caracterização química

A análise química dos substratos contido nas Áreas I e II e no solo da AR foi avaliada por meio da análise do pH em água e em KCl, das concentrações de P disponível, bases (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} , Na^{+}), acidez potencial ($\text{Al} + \text{H}$), ΔpH , capacidade de troca de cátions (CTC a pH 7), saturação por bases (V %) e teor de matéria orgânica, conforme métodos descritos em Embrapa (1997). Em cada ambiente, foram coletadas amostras compostas por 12 subamostras de substrato obtidas entre 0 e 20 cm de profundidade (Figura 2d). Os ensaios foram realizados no Laboratório de Águas e solos do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”. Convém destacar que nas áreas de estudo, não houve calagem e/ou adubação.

2.2.3 Tratamento dos dados

Os resultados dos atributos avaliados foram submetidos à ANOVA, e caso o teste ter sido significativo foi realizado posteriormente o Teste de média de Tukey, para indicar a diferença entre as áreas. Os resultados dos índices de diversidade de Shannon entre os ambientes foram comparados pelo teste de t de Hutcheson (ZAR, 1999).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

De forma a facilitar o entendimento das relações entre vegetação, cobertura, física e química do solo, os dados mensurados em campo, foram dispostos em uma única Tabela (Tabela 2).

3.1 Caracterização da vegetação

No conjunto das áreas estudadas foram inventariados 1622 indivíduos, distribuídos em 63 espécies e 38 famílias. A família Fabaceae esteve representada por nove espécies, perfazendo 53,7% do total das espécies amostradas, quanto ao índice de valor de cobertura das espécies de leguminosas nas Áreas I, II e na AR foram respectivamente 116,9, 176,4 e 86,1. Para Bonini e Alves (2011) as Fabáceas são consideradas essenciais para o sucesso de recuperação de uma área degradada por sua rusticidade e alta capacidade de adicionar matéria orgânica ao solo. Para Ribeiro (1999) a grande diversidade de espécies de leguminosas, aliadas ao importante papel que estas plantas exercem na incorporação de material vegetal ao solo, cobertura do solo e suprimento de nitrogênio nos ecossistemas, faz com que as plantas desta família botânica sejam eficientes na recuperação de áreas degradadas. De acordo com Bertoni e Lombardi Neto (2008) o uso de leguminosas é uma prática recomendada para recuperação de áreas degradadas, pois as leguminosas utilizam a própria vegetação para proteger o solo da erosão. Outro grande benefício da sua presença é a produção de matéria orgânica que, por meio de sua incorporação, estimula diversos processos

químicos e biológicos melhorando sua fertilidade, além de exibirem um sistema radicular profundo e ramificado aprofundando nas camadas do solo.

Cattanio (2002) mostra que logo após implantadas no solo, as leguminosas tendem a imobilizar nutrientes, especialmente o nitrogênio (N). A mobilização variou com a espécie ou incorporação no solo. O conteúdo de celulose e de polifenóis foram os fatores que mais influenciaram a mineralização de nitrogênio em curto prazo. Entretanto, em estudo de longo prazo, onde se avaliou a composição química da serapilheira produzida por plantios homogêneos de *Racosperma* (ex. *Acacia mangium*) e *Eucalyptus pellita* na recuperação de solo degradado pela extração de bauxita, em Porto Trombetas no Pará, foi observada a superioridade da leguminosa na produção de biomassa e retorno de N, P, K e Mg ao solo via queda de serapilheira.

Araujo Filho (2007) realizou uma pesquisa visando selecionar espécies leguminosas arbóreas simbiotes para a recuperação de áreas degradadas. O autor concluiu que para as condições estudadas as leguminosas *Albizia lebeck*, *Gliricidia sepium*, *Caesalpinia ferrea*, *Mimosa hostilis*, *Leucaena leucocephala*, *Mimosa caesalpinifolia* e *Parkinsonia aculeata* podem ser utilizadas em programas de recuperação florestal de áreas degradadas com sucesso. No entanto, de acordo com Scherer et al. (2005), há estudos atribuindo à *Leucaena leucocephala* a característica de planta invasora em diversas regiões do mundo, que, para Lowe et al. (2000), levaram à sua inclusão na lista das 100 espécies invasoras mais agressivas do planeta, elaborada pela União Mundial para a Conservação da Natureza – IUCN.

As duas espécies mais representativas na Área I foram a *Leucaena leucocephala*, com 179 indivíduos e *Trema micranta* (59). Na Área II, a *L. leucocephala* foi a espécie de maior ocorrência (576), seguida da *Piper dilatatum* (24). Na AR, as espécies de maior ocorrência foram *Piper amalago* (143), *Nectandra megapotamica* (126). A *L. leucocephala*, passou a compor as pilhas de estéril em restauração, favorecendo assim a acumulação de nitrogênio no solo. De acordo com Resende e Kondo (2001) a *L. leucocephala* está entre as espécies leguminosas de rápido crescimento, fixadoras de nitrogênio, que têm despontado como alternativa promissora para a recuperação da cobertura vegetal e reabilitação de áreas degradadas.

Os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') diferiram entre as pilhas de estéril e a AR, no entanto nota-se que o H' da Área I foi mais alto que da Área II apesar de ser a pilha de estéril mais antiga. Como o critério de mensuração de DAP da vegetação foram todos indivíduos lenhosos que apresentassem altura $\geq 1,30\text{m}$ do solo, foi então mensurado grande quantidade de arbustos, o que elevou o H' da Área I.

A Área II e a AR não apresentaram diferença significativa quanto ao número de diâmetro médio, com valores significativamente superiores ao da Área I. Essa maior circunferência das

árvores da Área II pode ser devida a maior idade, sendo que na Área I, os indivíduos ainda podem não ter alcançado o limite de inclusão estabelecido.

A riqueza esperada para a AR foi maior que as pilhas de estéril em processo de restauração. A AR teve longo tempo para evoluir na paisagem e suas espécies adaptarem às condições, sendo constituído por sistemas mais complexos. Entretanto, para White e Walker (1997), o uso de uma única área para caracterizar um ecossistema de referência deve ser visto com ressalva, uma vez que essa área teve uma trajetória histórica que não necessariamente se repetirá para as áreas em processo de restauração.

De um modo geral, nas pilhas de estéril foi observado que a presença da vegetação contribuiu para a melhoria da qualidade do solo. De acordo com Bertoni e Lombardi Neto (2008), a importância das espécies arbóreas ou arbustivas pode ser evidenciada por apresentarem funções produtivas e protetoras do solo. Dentre as funções protetoras do solo podem ser destacados o controle da erosão, a estabilidade de taludes, barramentos e o aumento no estoque e qualidade da água.

3.2 Qualidade dos substratos/solos

3.2.1 Caracterização da cobertura

O parâmetro cobertura do solo com regenerantes foi aproximadamente nulo na Área I, na Área II foi de 11, 3% e 40,4% na AR (Figura 3, Tabela 2). Esse comportamento indica que está havendo o desenvolvimento vegetal dos substratos ao longo do tempo. Melo; Miranda; Durigan, (2007) relatam que até os 7 anos de implantação, a vegetação regenerante em geral é incipiente. De acordo com Magnago et al., (2012), esses indicadores são de grande importância, por avaliar a perpetuação das espécies ao longo do tempo, sua capacidade de regeneração, formação do banco de sementes e a capacidade de resiliência de um ecossistema degradado ou dos estágios sucessionais das florestas.

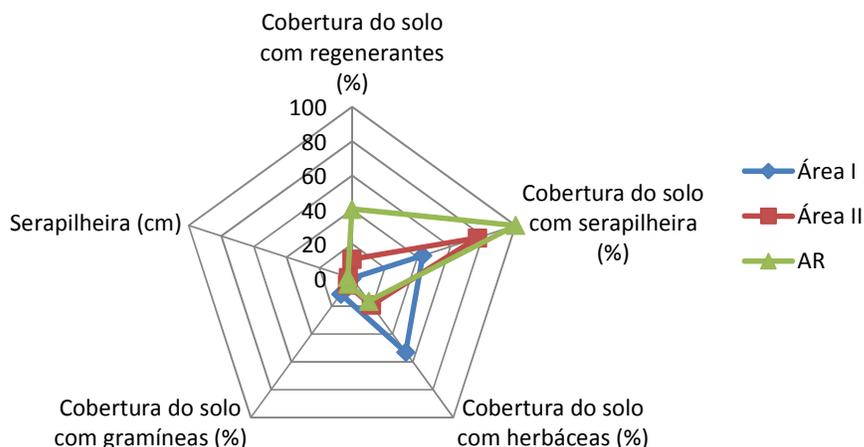


Figura 3. Porcentagem das características de cobertura dos substratos e solos amostrados.

Para cobertura do solo por serapilheira, a Área II com 76,7% apresentou valor mais próximo a AR (100%), já na Área I foi 43,16%. De acordo com Piña-Rodrigues Costa, Reis (1989), valores abaixo de 50% de cobertura de serapilheira são cenários considerados como indesejáveis. Nota-se ainda o desenvolvimento da espessura da camada de serapilheira presente na Área I, de 0,40 cm para 2,22 cm na Área II, valor próximo ao da AR (2,60 cm). Essa diferença entre as pilhas de estéril pode está relacionada com a maior densidade de árvores, maior área basal e maior porte das árvores como observado na Área II, podendo esse fato ser indicativo do estado de regeneração mais avançado que a área se encontra e segundo Davidson et al. (2004) a cobertura do solo por serapilheira propicia condições adequadas para o estabelecimento e perpetuação das espécies, já que o solo fica recoberto e protegido, inibe a mato-competição, permanece úmido e com boa quantidade de nutrientes.

Quanto à cobertura do solo com vegetação herbácea, a maior porcentagem encontrada foi na Área I com 53,08%, já na Área II e AR respectivamente foram 19,08 e 16,36, não diferenciando estatisticamente entre si. Percebe-se que como a Área I está em processo inicial de regeneração e o dossel da vegetação ainda não é denso, não houve impedimento para a luminosidade incidente, proporcionando o desenvolvimento de vegetação herbácea. Segundo Ivanauskas; Monteiro, Rodrigues (2004) e Lima e Gandolfi (2009) as espécies herbáceas apresentam preferências por ambientes com maior luminosidade. Em um estudo realizado por Costa e Magnusson (2002) observaram uma correlação significativa entre a luminosidade que chega ao dossel e a cobertura da vegetação herbácea e verificaram que após a extração de madeira, houve maior penetração de luz ocorrendo assim um aumento na abundância e diversidade de algumas espécies herbáceas.

O parâmetro de cobertura do solo com gramíneas, nas áreas amostradas os resultados não variaram estatisticamente. Na Área I correspondeu a 11,67%, 4,66% na Área II e 3,91% na AR e sabe-se que as gramíneas têm características favoráveis para recuperação de áreas degradadas. Experimentos com gramíneas em áreas degradadas por mineração têm comprovado seu alto potencial para recuperação por fornecerem rápida cobertura do solo (MARTINS; LEITE; HARIDASAN, 2001). Além disso, as gramíneas têm importância fundamental do ponto de vista ecológico, ajudando na recuperação, proteção e fixação do solo. Segundo Campos; Almeida, Souza (2003) as espécies da família gramineae, hoje classificada como Poaceae, possuem uma grande quantidade de raízes, que se desenvolvem rapidamente, melhorando as características físicas, como porosidade, descompactação, aeração entre outros. Quanto às características químicas, devido à constante renovação radicular, há a incorporação de matéria orgânica ao solo, fomentando a atividade da microbiana.

3.2.2 Caracterização física

Os valores relacionados à resistência mecânica do solo à penetração (Tabela 2) indicaram que a maior resistência foi encontrada na Área I (3,0 Mpa). No entanto, a Área II com 0,51 MPa apresentou valor mais próximo a AR (0,22 MPa). Isso indica que as características físicas dos substratos estão melhorando ao longo do tempo. Segundo Grant e Lanfond (1993), valores na faixa de 1,5 a 3,0 MPa são restritivos ao crescimento radicular. A penetração de raízes de espécies florestais é geralmente dificultada em resistências do solo a partir da faixa entre 2,5 e 3,0 MPa (GREACEN e SANDS, 1980). Solos compactados representam ameaça para a recuperação, dificultando o crescimento de plantas e o funcionamento do solo (ZIPPER et al., 2013) e na mineração, a condição do solo pode se tornar tão grave que a vegetação nativa dificilmente floresce, o que força o uso de espécies exóticas agressivas que fornecem boa cobertura do solo (ACTION et al., 2011). O efeito resultante das rochas presente nas pilhas de estéril faz com que o elevado grau de compactação impeça algumas espécies de se desenvolverem no local. Apesar disso, nota-se a eficiência da leucena em colonizar as pilhas de estéril. Segundo Dias (1998), a utilização de espécies capazes de crescer em substratos compactados reduz custos operacionais além de viabilizar o processo de revegetação.

Quanto ao teor de umidade do solo, nota-se que o aumento da vegetação contribuiu para a elevação do mesmo. Nas pilhas de estéril, o aumento do número de indivíduos favoreceu condições de sombreamento e elevação da umidade do solo de 16,25% na Área I para 52,90% na Área II, valor este próximo ao teor de umidade do solo da AR (86,39%). Percebe-se que quanto mais o solo estiver coberto com vegetação, menor será a incidência de luminosidade dentro do dossel, assim como foi observado nos resultados do Índice Relativo de Luz. Consequentemente, menor será a amplitude

térmica a evaporação de água do sistema, havendo assim maior umidade no solo além da contribuição das raízes para a infiltração de água no mesmo. De acordo com Lorenzon; Dias; Tonello, (2015) a floresta contribui para o processo de infiltração de água no solo, já que a cobertura florestal intercepta a água da chuva, diminui sua velocidade e mantém a umidade do solo.

Na análise da granulometria, a composição granulométrica da Área II está mais próxima aos resultados da AR, o que evidencia o desenvolvimento e intemperização dos substratos das pilhas de estéril conforme o passar dos anos (Figura 3).

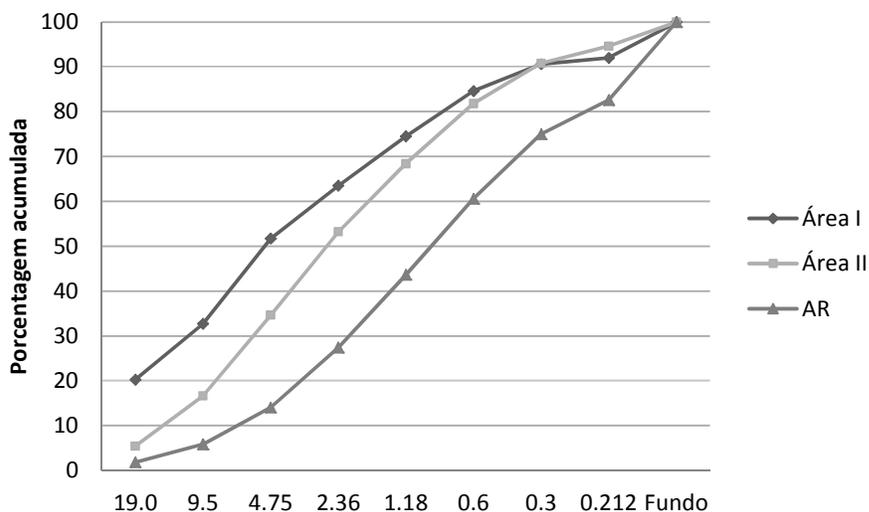


Figura 4. Curva granulométrica dos substratos/solos das áreas amostradas.

A análise granulométrica revelou que o substratos/solos possui textura franco com teores de silte que variam de 32,5 a 58,8%. Para Letey (1985), um solo franco geralmente possui densidade do solo intermediária, boa agregação, boa taxa de infiltração e nenhum impedimento à drenagem. No entanto, em ambas as pilhas de estéril há predominância de agregados maiores granulometricamente que 250 mm, classificados como matacaos, podendo ser fator impeditivo à sobrevivência e ao crescimento de algumas espécies de plantas.

Em relação à porcentagem de areia, silte e argila (Figura 5, Tabela 2), pelos resultados, verificam-se diferenças significativas entre as situações estudadas. Nas pilhas de estéril constou-se maior proporção de silte, sendo mais expressivamente na Área I e de acordo com Vick (1983) de uma maneira geral, o que se tem registrado sobre a granulometria de resíduos de mineração e processamento é que a maioria está na faixa dos siltes, podendo ocorrer grandes parcelas de areia (mais de 30%), mas também são encontrados resíduos de granulometria muito fina ou extremamente grossos.

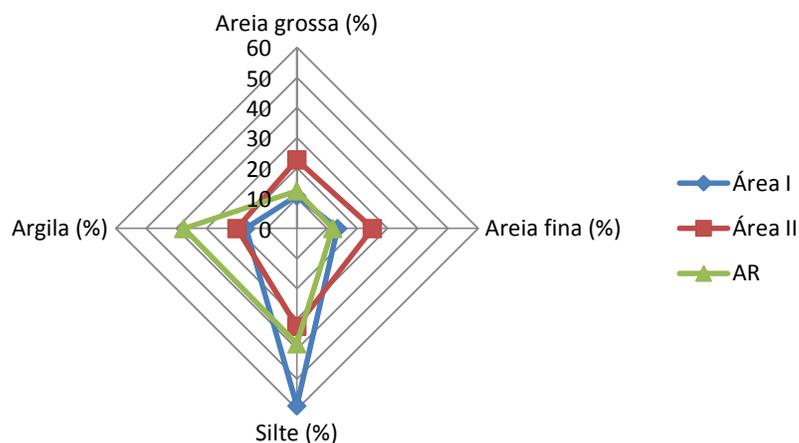


Figura 5. Porcentagem de areia, silte e argila dos substratos e solos amostrados.

Vale ressaltar que houve elevada porcentagem de areia grossa e fina na Área II em relação às demais áreas. Tal fato pode estar relacionado à flocculação das frações silte e argila agrupando-se formando pequenos flocos, o que indica o efeito da matéria orgânica em promover a dispersão e flocculação pelo efeito cimentante. De acordo com Prado e Centurion (2001), o teor de matéria orgânica influencia na agregação das partículas do solo, bem como no grau de flocculação.

3.2.3 Caracterização química

Os valores medidos de pH (Tabela 2) variaram de 7,2 a 7,5, ou seja, significam substratos alcalinos em todas as situações, mesmo no solo da AR. Nos substratos das pilhas de estéril contém fragmentos do mineral calcário que além de corrigir a acidez, supre o substrato de cálcio e magnésio, promovendo o aumento da capacidade de troca catiônica e também a disponibilidade de fósforo, nitrogênio e outros minerais. A condição alcalina do solo faz com que os cátions básicos presentes no solo se tornem disponíveis para a sua absorção pelas raízes das plantas. Entretanto, em solos com pH acima de 7 já começam a aparecer indisponibilidade de alguns micronutrientes. Segundo Volkweiss et al. (1992), a quantidade excessiva de calcário, geralmente provoca diminuição dos rendimentos devido ao aparecimento de deficiências de micronutrientes como zinco, boro, manganês, etc.

A presença do mineral principal, o calcário, ocasionou elevação de pH no substrato, apresentando resultados das variáveis químicas próximas que as da AR. Esse fator influenciou positivamente na situação nutricional para a vegetação nas pilhas de estéril. É o caso do teor médio de fósforo (P), cálcio (Ca), potássio (K), magnésio (Mg) e soma de bases (SB). Esse fato denota

uma melhoria nutricional considerável do substrato, o que tem favorecido o desenvolvimento espontâneo da vegetação nas pilhas de estéril. O estabelecimento espontâneo da vegetação em superfícies mineradas ocorreu de acordo com as propriedades dos solos, principalmente pH e sua CTC. Skousen; Johnson; Garbutt (1994), comparando sítios com diferentes valores de acidez, constataram diferença significativa na colonização vegetal em função do pH, onde sítios que apresentaram valores maiores de acidez foram menos colonizados.

A soma de bases, devido aos altos teores de cálcio apresentou valores elevados, com capacidade de troca de cátions alta, já que o teor de alumínio é nulo e a acidez potencial baixa. Quanto à saturação de bases, todas as áreas analisadas apresentam saturação por bases superior a 50% o que caracteriza um solo com concentrações de nutrientes em níveis ótimos, para o crescimento de plantas, de acordo com Duarte e Casagrande (2006) solos eutróficos apresentam saturação por bases (V%) igual ou superior a 50%, sendo solos de alta fertilidade, com pouco ou sem alumínio; solos distróficos apresentam saturação por bases menor que 50%, sendo de baixa fertilidade, podendo apresentar elevado teor de alumínio; solos álicos apresentam saturação por alumínio (m%) maior ou igual a 50%, sendo, normalmente, solos de baixa fertilidade.

Tabela 2. Resultados dos parâmetros avaliados nas três áreas amostradas em mineração de calcário e agregados, Salto de Pirapora, SP.

Parâmetros		A1	A2	AR
Características da vegetação	Densidade (ind.ha ⁻¹)	2575,0 a	5833,3 b	5108,3 c
	Área Basal (m ³ /ha)	0,001 a	0,008 a	0,017 b
	Diâmetro médio (cm)	0,736 a	1,102 b	1,173 b
	Diâmetro máximo (cm)	1,745 a	4,308 b	6,766 c
	Índice de Shannon-Wiener (H')	1,409 a	0,891 a	2,570 b
	Espécies	11	18	34
	Famílias	6	18	22
Características de cobertura dos substratos/solos	Cobertura do solo com regenerantes (%)	0,15 a	11,25 b	40,42 c
	Cobertura do solo com serapilheira (%)	43,16 a	76,67 b	100,00 c
	Cobertura do solo com herbáceas (%)	53,08 a	19,08 b	16,36 b
	Cobertura do solo com gramíneas (%)	11,17 a	4,66 a	3,91 a
Características Físicas dos substratos/solos	Serapilheira (cm)	0,40 a	2,22 b	2,63 b
	Resistência do solo à penetração (MPa)	3,00 a	0,51 b	0,22 b
	Umidade do solo (%)	16,25 a	52,90 b	86,39 c
Análise Granulométrica dos substratos/solos	Índice Relativo de Luz (%)	28,30 a	3,40 b	4,76 b
	Areia grossa (%)	10,8	22,7	12,4
	Areia fina (%)	13,5	25	11,9
	Silte (%)	58,8	32,5	38,3
	Argila (%)	16,9	19,8	37,4
	Classe textural (%)	franco siltosa	Franco	franco argila siltosa
Propriedades Químicas dos substratos/solos	pH (CaCl ₂)	7,4	7,5	7,2
	MO (g.dm ⁻³)	7	23	40
	P (mg.dm ⁻³)	58	67	15
	K (mmole.dm ⁻³)	1,4	2,8	2,5
	Ca (mmole.dm ⁻³)	106	110	102
	Mg (mmole.dm ⁻³)	22	25	20
	Al (mmole.dm ⁻³)	0	0	0
	H+Al (mmole.dm ⁻³)	10	10	10
	SB (mmole.dm ⁻³)	129	138	125
	CTC (mmole.dm ⁻³)	139	148	138
V (%)	93	93	91	

MO: teor de matéria orgânica; P: fósforo; K: potássio; Ca: cálcio; Al: alumínio; Mg: magnésio; CTC: capacidade de troca catiônica; V: porcentagem de saturação de bases; SB: soma de bases; H+Al: acidez potencial. Na mesma linha, as médias que apresentam a mesma letra, não diferem estatisticamente pelo teste Tukey (p<0,05).

O teor de matéria orgânica (MO) se apresenta baixo nas pilhas de estéril. No entanto, observa-se o aumento de MO da pilha de estéril mais jovem para a pilha mais antiga. A incorporação de

matéria orgânica proveniente da serapilheira depositada devido à queda de galhos e folhas da vegetação em estágio de sucessão mais avançado, indica ser a fonte nutricional para a manutenção da vegetação sobre a camada de estéril. Parrota; Knowles, Wunderlejr (1997) em estudo realizado em área de mineração de bauxita na Amazônia concluíram que a ação da matéria orgânica foi apontada como responsável pelo sucesso da revegetação da área.

4. CONCLUSÕES

- Os resultados da caracterização da vegetação nas pilhas de estéril indicaram que, a presença da vegetação, por meio da regeneração natural, contribuiu para a melhoria da qualidade edáfica dos substratos.
- As características de cobertura e físicas dos substratos das pilhas de estéril estão se assemelhando ao solo do fragmento florestal nativo adjacente à cava de mineração.
- Os resultados da curva granulométrica mostraram que a Área II está mais próxima à AR, o que evidencia o desenvolvimento e intemperização dos substratos das pilhas de estéril conforme o passar dos anos.
- Quanto a caracterização química, em todas as áreas amostradas apresentaram pH alcalino e nas pilhas de estéril baixo teores de matéria orgânica. A CTC dos substratos presente nas pilhas de estéril apresentaram valores semelhantes à CTC da AR.
- Os resultados comprovam que os substratos presente nas pilhas de estéril é deficiente em alumínio e conseqüentemente apresentou baixa acidez potencial. No entanto é abundante em alguns nutrientes essenciais, apontando a possibilidade de desenvolvimento da vegetação.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACTION, P. M. et al. Role of soil health maintaining environmental sustainability of surface coal mining. **Environmental Science & Technology**, Easton, v.15, n.23, p.10265-10272, 2011.

ALMEIDA R. O. P. O, SÁNCHEZ L. E. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação de desempenho. **Revista Árvore**, v.29, n.1, p.47-54, 2005.

ALMEIDA, R. O. P. O. **Indicadores de qualidade de substrato para monitoramento de áreas revegetadas: estudo dirigido à mineração de areia**. 2010. Tese (Doutorado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo.

ALMEIDA, R. O. P. O.; SÁNCHEZ, L. E. Indicadores da qualidade do substrato para monitoramento de áreas de mineração revegetadas. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 2 p. 153-163, 2015.

APG III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 161, n.2, p.105-121, 2009.

ARAÚJO FILHO, J. A. de. Avaliação de leguminosas arbóreas, para recuperação de solos e repovoamento em áreas degradadas, Quixeramobim-CE. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 2, n.2, 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7181**: análise granulométrica. Rio de Janeiro, 1984.

BARBOSA, J. H. C.; FARIA, S. M. Aporte de serrapilheira ao solo em estágios sucessionais florestais na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, v. 57, n. 3, p. 461-476, 2006.

BERTONI, J; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**, 7ª Edição, Editora Ícone. São Paulo, SP. p.355, 2008.

BONINE, C. S. B.; ALVES, M. C. Recuperação das propriedades físicas do solo por meio de adubos verdes, calagem, gesso, pastagem e espécies de ocorrência espontânea. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa-MG, v. 35, n. 4, p. 429-437, 2011.

CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F. **Engenharia Ambiental: Conceitos, terminologias e gestão**. Rio de Janeiro: Elsevier, p.789, 2013.

CALLAWAY, R. M. Positive Interactions among Plants. **Botanical Review**, v. 61, n.4, p.306-349, 1995.

CAMPOS, M. L.; ALMEIDA, J. A., SOUZA, L. S. Avaliação de três áreas de solo construído após mineração de carvão a céu aberto em Lauro Müller, Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência e Solo**. n. 27, p. 1123-1137, 2003.

CAMPOS, J. C.; LANDGRAF, P. R. C. Análise da regeneração natural de espécies florestais em matas ciliares de acordo com a distância da margem do lago. **Revista Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 11, n. 2, p. 143-151, 2001.

CATTANIO, J. H. **Soil N mineralization dynamics as affected by pure and mixed application of leafy material from leguminous trees used in planted fallow in Brazil**. 2002. 125 p. Tese

(Doutorado) - Faculty of Agricultural Sciences George-August-University Göttingen, Göttingen, Alemanha.

CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS À AGRICULTURA - CEPAGRI - UNICAMP. **Clima Dos Municípios Paulistas**. Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br/outrasinformacoes/clima_muni_584.html > Acesso: 15 Mar. 2016.

CORRÊA, R. **Reconstrução de solos minerados**. Curitiba: SOBRADE, 2007. Curso ministrado durante a Reunião Técnica “Indicadores na Recuperação de Áreas Degradadas”, Curitiba, p.10-11, 2007.

COSTA, F. C.; MAGNUSSON, W. Selective logging effects on abundance, diversity, and composition of tropical understory herbs. **Ecological Applications**, n. 12, p. 807-819, 2002.

DAVIDSON, E. A. et al. Nitrogen and phosphorus limitation of biomass growth in a tropical secondary forest. **Ecological Applications**, v. 14, p. 150-163, 2004.

DIAS, L. E. Caracterização de substratos para fins de recuperação de áreas degradadas. p.27-44. In L. E. Dias & J. W. V. Mello (Ed.). **Recuperação de áreas degradadas**. UFV, Departamento de Solos; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, Viçosa, Minas Gerais, p. 251, 1998.

DUARTE, R. M. R.; CASAGRANDE, J. C. Interação do solo – vegetação na recuperação de áreas degradadas. In: BARBOSA, L. M. **Manual para recuperação de áreas degradadas em matas ciliares do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, p. 60-77, 2006.

DURIGAN, G. et al. Estádio sucessional e fatores geográficos como determinantes da similaridade florística entre comunidades florestais no Planalto Atlântico, Estado de São Paulo, **Brasil. Acta bot. bras.**, v. 22, n. 1, p. 51-62, 2008.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Manual de métodos de análise de solos. 2.ed. Rio de Janeiro, p.212, 1997.

GOEDERT, W. J.; CORRÊA, R. S. Usos, degradação e qualidade do solo. In: CORRÊA, R.S. & BAPTISTA, G.M.M., orgs. **Mineração e áreas degradadas no Cerrado**. Brasília, Universa, p.159-172, 2004.

GRANT, C. A.; LAFOND, G. P. The effects of tillage systems and crop sequences on soil bulk density and penetration resistance on a clay soil in Southern Saskatchewan. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 73, n. 2, p. 223-232, 1993.

GREACEN, E. L.; SANDS, R. Compaction of Forest soils. A review. **Australian Journal of Soil Research**, v. 18, n. 2, p. 163-89, 1980.

INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS - IAC. Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agrônômico Boletim Técnico Nº 106.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro, p.271, 2012 (Manuais Técnicos em Geociências, n. 1). Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>> Acesso: 20 jun. 2016.

IVANAUSKAS, N. M.; MONTEIRO, R.; RODRIGUES, R. R. Composição florística de trechos florestais na borda sul-amazônica. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 34, n. 3, p. 399-413, 2004b.

JIROVÁ, A.; KLAUDISOVÁ, A.; PRACH, K. Spontaneous restoration of target vegetation in old-fields in a central european landscape: a repeated analysis after three decades. **Applied Vegetation Science**, v. 15, n. 2, p. 245-252, 2012.

LETEY, J. Relationship between soil physical properties and crop production. **Advances in Soil Science**, v. 1, p. 277-294, 1985.

LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S. Structure of the herb stratum under different light regimes in the Submontane Atlantic Rain Forest. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p. 289-296, 2009.

LISTA DE ESPÉCIES DA FLORA DO BRASIL. **Lista de Espécies da Flora do Brasil**. 2016. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso: 12 Mar. 2016.

LORENZON, A.S.; DIAS, H. C.T ; TONELLO, K.C. Stormwater runoff along the tree trunk in a seasonal semideciduous forest. **Revista Árvore**, Viçosa, vol. 39, n. 3, p. 423-430, 2015.

LOWE, S. et al. **100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database**. The Invasive Species Specialist Group/Species Survival Commission/World Conservation Union IUCN.

- MAGNAGO, L. F. S. et al. Os processos e estágios sucessionais da mata atlântica como referência para a restauração florestal. In: MARTINS, S.V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. UFV: Universidade Federal de Viçosa, p.69-100, 2012.
- MAGURRAN, A. E. Ecological diversity and its measurement. New Jersey: **Princeton University Press**, p.179, 1988.
- MARTINS, C. R.; LEITE, L. L.; HARIDASAN, M. Recuperação de uma área degradada pela mineração de cascalho com uso de gramíneas nativas. **Revista Árvore**, v. 25, n.2, p.157-166, 2001.
- MASLE, J.; PASSIOURA, J. B. The effect of soil strength on the growth of young wheat plants. **Australian Journal of Plant Physiology**, v. 14, p. 643-656, 1987.
- MELO, A. C. G.; MIRANDA, D. L. C.; DURIGAN, G. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares do Médio Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 31, n. 2, p. 321-328, 2007.
- MEROTTO, A.; MUNDSTOCK, C. M. Wheat root growth as affected by soil strength. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 197-202, 1999.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. Aims and methods of vegetation ecology. Wiley; Sons. New York, p. 547, 1974.
- PARROTA, J.A.; KNOWLES, O.H.; WUNDERLEJR, J.M. Development of floristic diversity in 10-yearold restoration Forest on a bauxite mined site in Amazônia. **Forest Ecology and Management**, v. 99, p. 21-42, 1997.
- PIÑA-RODRIGUES; F.C.M.; COSTA, L. G. S.; REIS, A. Estratégia de estabelecimento de espécies arbóreas e o manejo de florestas tropicais. **Silvicultura**, v. 3, p. 672-690, 1989.
- PRADO, R. M.; CENTURION, J. F. Alterações da cor e no grau de floculação de um Latossolo Vermelho-Escuro sob cultivo de cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, n. 1, p.197-203, 2001.
- PUEYO, Y. et al. Comparing direct abiotic amelioration and facilitation as tools for restoration of semiarid grasslands. **Restoration Ecology**, v. 17, n. 6, p. 908-916, 2009.
- RESENDE, A. V.; KONDO, M. K. Leguminosas e recuperação de áreas degradadas. **Informe Agropecuário**, v.22, n.210, p.46-56, 2001.

RIBEIRO, P. A. **Utilização de leguminosas na produção de biomassa e como fonte de nutrientes em um Podzólico Vermelho-Amarelo no município de Alagoinha-PB.** 1999. 57 p. Dissertação (Mestrado em Manejo de Solo e Água) – Universidade Federal da Paraíba, Paraíba.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Org.) **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica:** referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009.

SCHERER, L. M. et al. Allelopathic effects of aqueous extracts of leucena (*Leucaena leucocephala* Wit) leave and fruit on germination and root growth of canafistula (*Peltophorum dubium* Spreng). **Semina: Ciências Biológicas e Saúde**, v. 26, n. 2, p. 161-166, 2005.

SKOUSEN, J.G.; JOHNSON, C.D.; GARBUTT, K. Natural revegetation of 15 abandoned mine land sites in west Virginia. **Journal Environmental Quality**, Black Mountain, v. 23. p. 1224-1230, 1994.

SOUZA, V. C.; LORENZI, H. **Botânica Sistemática: Guia ilustrado para identificação de famílias fanerógamas nativas e exóticas do Brasil, baseado em APG III.** 3 ed. Nova Odessa/SP: Instituto Plantarum, p.768, 2008.

VICK, S.G. Planning, Design and Analysis of Tailings Dams. John Wiley & Sons, Inc., p.369, 1983.

VOLKWEISS, S. J. et al. **A calagem dos solos ácidos - prática e benefícios.** Porto Alegre, 1992.

WHITE, P. S.; WALKER, J. L. Approximating nature's variation: selecting and using reference information in restoration ecology. **Restoration Ecology**, Malden, v.5, n.4, p.249-338, 1997.

WOLDA, H. Similarity indices, sample size and diversity. *Oecologia*, New York, v.50, n.3, p.296-302, 1981.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis.** 4. ed. New Jersey: Prentice-Hall, p 663, 1999.

ZIPPER, C.E. et al. Rebuilding soils on mined land for native forests in Appalachia, USA. **Soil Science Society of America Journal** n.77, p.337-349, 2013.

5. CONCLUSÕES GERAIS

Nas condições atuais analisadas na mineração de calcário e agregados em Salto de Pirapora, SP pode-se concluir a ocorrência da regeneração natural nas pilhas de estéril. Comprovou-se que a

espécie *L. leucocephala* se estabeleceu mais expressivamente que as demais espécies e que sua maior densidade aparentemente proporciona facilitação inicial para que outras espécies ocorram no local. No entanto, ao longo do tempo, a espécie age como inibidora, dificultando a regeneração de plantas nativas e a biodiversidade nas pilhas de estéril.

Por outro lado, verificou-se que a *L. leucocephala* apesar de exótica inibidora, não invadiu o fragmento florestal nativo. Sabendo também que a espécie está entre as leguminosas fixadoras de nitrogênio, a espécie favoreceu a acumulação de nitrogênio nos substratos. Observou-se que para ambientes degradados como os depósitos de estéril, a presença da *L. leucocephala* está contribuindo para a melhoria das características de cobertura, físicas e químicas dos substratos ao longo do tempo recuperando assim, ainda que lentamente, a funcionalidade do sistema.

Sugere-se a continuidade dessa pesquisa, visando a estudos de longa duração, que poderão responder com dados mais concretos sobre as trajetórias dos processos sucessionais que ocorrem em áreas degradadas pela mineração de calcário e agregados.