

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

Lucas Donato Toso

**NUCLEAÇÃO COMO GATILHO ECOLÓGICO NA RESTAURAÇÃO
DE ÁREAS MINERADAS NO RIO GRANDE DO SUL**

Santa Maria, RS
2018

Lucas Donato Toso

**NUCLEAÇÃO COMO GATILHO ECOLÓGICO NA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS
MINERADAS NO RIO GRANDE DO SUL**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Engenharia Agrícola**.

Orientadora: Prof^a Dr^a. Ana Paula Moreira Rovedder

Santa Maria, RS

2018

Toso, Lucas Donato
NUCLEAÇÃO COMO GATILHO ECOLÓGICO NA RESTAURAÇÃO DE
ÁREAS MINERADAS NO RIO GRANDE DO SUL / Lucas Donato
Toso.- 2018.
76 f.; 30 cm

Orientadora: Ana Paula Moreira Rovedder
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós
Graduação em Engenharia Agrícola, RS, 2018

1. Restauração Ecológica 2. Recuperação ambiental 3.
Nucleação 4. MIneração I. Rovedder, Ana Paula Moreira II.
Título.

Sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFSM. Dados fornecidos pelo


autor(a). Sob supervisão da Direção da Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca
Central. Bibliotecária responsável Paula Schoenfeldt Patta CRB 10/1728.

Lucas Donato Toso

**NUCLEAÇÃO COMO GATILHO ECOLÓGICO NA RESTAURAÇÃO DE
ÁREAS MINERADAS NO RIO GRANDE SUL-RS**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Engenharia Agrícola**.

Aprovado em 1 de março de 2018:



Ana Paula Moreira Rovedder, Dra. (UFSM)
(Presidente/Orientador)



Márcia D'ávila, Dra. (UFSM)



Adalberto Koiti Miura, Dr. (EMBRAPA)

Santa Maria, RS

2018

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho à minha amada irmã, Lidiane (*in memoriam*), que durante toda essa vida foi a minha maior incentivadora e a principal responsável por eu ser quem sou e por carregar os títulos que tenho até hoje. No meio da minha caminhada você partiu para o outro plano, mas que de onde você estiver saiba que eu consegui e que foste responsável por isso também.
Amor e gratidão eternos.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Santa Maria e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola;

À CAPES e ao CNPq pela concessão de bolsa de estudos;

À CMPC Celulose Riograndense pelo financiamento e apoio técnico para realização do projeto “Restauração ecológica em área degradada por atividade de mineração no município de Eldorado do Sul-RS”. Em especial ao Pesquisador e Engº Florestal Elias Frank de Araújo pela colaboração e parceria ao longo do projeto.

À professora Ana Paula Moreira Rovedder, pela orientação, amizade, apoio e por confiar a mim o andamento desse projeto;

À comissão examinadora, Dra. Márcia d’Avila e Dr. Adalberto Koiti Miura pela disponibilidade em contribuir com este trabalho.

Aos “manos” do Núcleo de Estudos e Pesquisa em Recuperação de Áreas Degradadas – NEPRADE, pela amizade, parceria e coleguismo ao longo da minha jornada no mestrado, nas atividades de campo, análise dos dados e estudos. Além disso, agradeço o apoio emocional nos momentos difíceis. Valeu, Maureen, Rose, Aline, Marcela, José, Fred, Bruna, Betina, Djoney, Patrícia, Jhoni, Rodrigo, Matheus, vocês foram muito importantes para mim nesses dois anos! Agradeço também aos “ex-nepradianos” Márcio, Thaler e Bruno, que contribuíram com o trabalho.

Especialmente à minha namorada, colega e amiga Rafaela, pelo apoio incondicional em todos os momentos da minha caminhada antes e durante todo o mestrado, e por ter ajudado a me reerguer nos momentos difíceis que passei. Sem ela teria sido muito mais difícil. Obrigado, de coração!

Ao colega, amigo e responsável anteriormente por este projeto, Paulo Jung (*in memoriam*), que no meio de sua caminhada para se tornar o Mestre Paulo virou um ser de luz e nos deixou aqui, para que seguíssemos seus anseios. Meu respeito, admiração e carinho eternos.

À minha família, minha base, que sempre me apoiou e incentivou para seguir estudando e buscando os meus objetivos. Em especial meu pai Celço e minha mãe Marli por serem tudo para mim, às minhas amadas irmãs Leda, Lidiane (*in memoriam*) e Greice e aos meus sobrinhos que alegram e enchem a minha vida de amor.

Sou imensamente grato.

RESUMO

NUCLEAÇÃO COMO GATILHO ECOLÓGICO NA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS MINERADAS NO RIO GRANDE DO SUL

AUTOR: Lucas Donato Toso
ORIENTADORA: Ana Paula Moreira Rovedder

O presente estudo teve como objetivos determinar a eficácia de técnicas de nucleação como estratégia de restauração ecológica em área minerada, a fim de demonstrar a atuação dessas técnicas como promotoras de gatilhos ecológicos para desencadear os processos de sucessão natural. Foram avaliadas duas técnicas de nucleação: plantios de espécies nativas em núcleos e transposição de galharias, em uma cava de mineração de argila em Guaíba, RS. Os núcleos foram implantados em novembro de 2014, quando as mudas tinham 12 meses de idade, as quais foram monitoradas semestralmente até maio de 2017 quando tinham 42 meses de idade. Foram avaliados a taxa de sobrevivência e crescimento das variáveis dendrométricas. As galharias foram implantadas em agosto de 2016 e monitoradas bimestralmente até agosto de 2017. Foi observado e registrado o número de ordens da fauna abaixo, entre e ao redor da galharia através de método de coleta dos dados não destrutivo. Em relação ao plantio em núcleos, as oito espécies analisadas obtiveram taxa de sobrevivência acima dos 80% aos 42 meses de idade. A maioria das espécies apresentou baixo crescimento, como *Bauhinia forficata*, *Casearia sylvestris*, *Cedrela fissilis*, *Cordia americana*, *Cupania vernalis* e *Parapiptadenia rigida*, devido ao sitio limitante e injúrias mecânicas causadas pelo gado. *Schinus terebinthifolius* e *Mimosa bimucronata* tiveram bom desenvolvimento em relação às variáveis analisadas, obtiveram constante crescimento e mostraram-se mais adaptadas ao local. *Mimosa bimucronata* apresentou um crescimento significativo em área de copa demonstrando caráter nucleador ao agregar espécies herbáceas e arbustivas abaixo de sua ampla copa. Os núcleos, em geral, não se apresentaram eficientes, porém *Mimosa bimucronata* é um resultado positivo de espécie que pode servir de gatilho ecológico para impulsionar a sucessão na área. Em relação às galharias, foram encontradas 24 ordens, dentre insetos, aracnídeos, anfíbios, répteis, moluscos, oligoquetos e diplópodes, pertencentes em sua maioria à macro e mesofauna do solo. As ordens com maior frequência absoluta foram Anura, Araneae, Hymenoptera e Isoptera. Houve aumento no número de unidades taxonômicas encontradas a cada levantamento, havendo diferença significativa no número de ordens registradas por galharia a partir do quinto levantamento. Em um ano de monitoramento houve um aumento gradual na ocorrência de grupos da fauna associados às galharias. Esses grupos desempenham papéis importantes na reestruturação do solo e na ciclagem de nutrientes oriundos da decomposição do material vegetal, além de favorecerem a complexificação das cadeias tróficas. Ambas as técnicas promoveram gatilhos ecológicos para o aumento de interações e a aceleração do processo de sucessão, o qual avançou em dois anos e meio desde a implantação.

Palavras-chave: plantio em núcleos, transposição de galharia, sucessão ecológica, mineração.

ABSTRACT

ECOLOGICAL RESTORATION IN AREA DEGRADED BY MINING ACTIVITY IN THE MUNICIPALITY OF ELDORADO DO SUL-RS

AUTHOR: Lucas Donato Toso

ADVISOR: Ana Paula Moreira Rovedder

The present study aimed to determine the effectiveness of nucleation techniques as an ecological restoration strategy in mined area, to determine the performance of these techniques as promoters of ecological triggers to initiate the processes of natural succession. Two nucleation techniques were evaluated: planting of native species in nuclei and brushwoods transposition, in a mining pit in Guaíba, RS. The nuclei were implanted in November 2014, when the seedlings were 12 months old, which were monitored semiannually until May 2017 when they were 42 months. The survival and growth rate of the dendrometric variables were evaluated. The brushwoods were implanted in August 2016 and monitored bimonthly until August 2017. The number of orders of fauna below, between and around the brushwoods was observed and recorded through non-destructive data collection method. Regarding planting in nuclei, the eight species analyzed had a survival rate above 80% at 42 months of age. Most species showed low growth, such as *Bauhinia forficata*, *Casearia sylvestris*, *Cedrela fissilis*, *Cordia americana*, *Cupania vernalis* and *Parapiptadenia rigida*, due to the limiting site and mechanical injuries caused by cattle. *Schinus terebinthifolius* and *Mimosa bimucronata* showed good development in relation to the analyzed variables. The species obtained a constant growth and were more adapted to the area. *Mimosa bimucronata* presented a significant growth in crown area, demonstrating nucleator character when aggregating herbaceous and shrub species below its broad crown. The nuclei, in general, were not efficient, but *Mimosa bimucronata* is a positive result of species that can serve as ecological trigger to drive succession in the area. In relation to the brushwood, 24 orders, among insects, arachnids, amphibians, reptiles, mollusks, oligochaetes and diplops, mostly belonging to the macro and mesofauna of the soil, were found. Anura, Araneae, Hymenoptera and Isóptera were the orders with the highest absolute frequency. There was an increase in the number of taxonomic units found at each survey, with a significant difference in the number of orders recorded per galleries from the fifth survey. In one year of monitoring, there was a gradual increase in the occurrence of groups of fauna associated with brushwood. These groups play important roles in soil restructuring and in the cycling of nutrients resulting from the decomposition of plant material, in addition to promoting the complexity of the food chains. Both techniques promoted ecological triggers for increased interactions and acceleration of the succession process, which has advanced in two and a half years since its implantation.

Key words: planting in nuclei, brushwood transposition, ecological restoration, mining.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
2 REFERENCIAL TEÓRICO	11
2.1 DEGRADAÇÕES AMBIENTAIS CAUSADAS PELAS ATIVIDADES MINERÁRIAS .	11
2.2 PASSIVOS AMBIENTAIS DA ATIVIDADE MINERÁRIA E A OBRIGATORIEDADE DE RECUPERAÇÃO	13
2.3 NUCLEAÇÃO COMO GATILHOS ECOLÓGICOS: ALTERNATIVA PARA INICIAR O PROCESSO SUCESSIONAL EM ÁREAS DE MINERAÇÃO ABANDONADAS.	16
3 REFERÊNCIAS	20
ARTIGO I – PLANTIO EM NÚCLEOS PARA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREAS DEGRADADAS POR MINERAÇÃO NO RIO GRANDE DO SUL .	24
ARTIGO II – FAUNA ASSOCIADA À TRANSPOSIÇÃO DE GALHARIAS EM ÁREA MINERADA NO RIO GRANDE DO SUL.....	52
4 DISCUSSÃO	73
5 CONCLUSÃO.....	74
6 APÊNDICES	76

1 INTRODUÇÃO

A restauração ecológica baseia-se na retomada gradual de uma série de processos naturais, os quais, ao longo de um período de degradação, foram extintos ou enfraquecidos dentro de um ecossistema. A restauração é definida como a restituição de um ecossistema degradado ao mais próximo possível da sua condição original (BRASIL, 2000). É um processo que auxilia a recuperação de um ambiente degradado, danificado ou destruído, e tem como objetivo final criar um ecossistema autossustentável e resiliente às perturbações (SER, 2004). Para tal, busca-se refazer processos naturais e sucessionais, aumentando a resiliência a partir da reinserção e integração da área degradada com a paisagem natural circundante (PIMM, 1991).

As áreas que são submetidas a mineração tornam-se sítios muito frágeis do ponto de vista ecológico. Dentre as consequências da mineração estão a fragmentação florestal, risco a conservação local e regional da biodiversidade, degradação da paisagem ao remover a vegetação e as camadas do solo, alterações físicas, químicas e biológicas no meio edáfico, redução da regeneração natural, redução da infiltração e da recarga de águas subterrâneas, suscetibilidade a erosão e inundações (FERREIRA et al., 2010; GUIMARÃES et al., 2013; JESUS et al., 2016; NEVES et al., 2016).

A fim de retomar os processos ecológicos e romper essas barreiras impostas pelas atividades minerárias, é preciso pensar além da mera reabilitação ou recuperação deste tipo de área, cujos projetos historicamente objetivaram cumprir um papel puramente estético e com a finalidade do recobrimento do solo, sem considerar a retomada dos processos naturais que influenciam na dinâmica da sucessão ecológica (SUHARTOYO et al., 2011).

Baseando-se no fato de que áreas regeneradas heterogeneamente fornecem ecossistemas diversos que ajudarão a construir a resiliência local em áreas anteriormente mineradas (HOLLING, 1973), é relevante a abordagem sistêmica na qual baseia-se a nucleação. As técnicas nucleadoras são inspiradas na teoria de nucleação de Yarranton e Morrison (1974) e visam formar micro-habitats em núcleos propícios para a abertura de uma série de casualidades para a regeneração natural se expressar. Isso se dará através da chegada de espécies vegetais das mais diversas formas de vida e da formação de uma rede de interações entre os organismos, ou seja, o princípio da nucleação inclui fatores básicos para a promoção da sucessão, como o aumento da demanda de energia e a biodiversidade no ambiente degradado (REIS et al., 2003; REIS; TRES, 2007; REIS et al., 2010; HOLL et al., 2010; CELENTANO et al., 2011; REIS et al., 2014).

O princípio fundamental da nucleação aplica-se na restauração de áreas mineradas partindo do pressuposto que, no momento em que o processo de sucessão natural é desencadeado pelo uso múltiplo de numerosos e diversificados núcleos, há a oferta de condições para que tal área expresse seus mecanismos de regeneração e de auto recuperação. O resultado será um ecossistema autossustentável e que se valerá das aptidões locais para se restaurar e integrar-se com o entorno. Além de tudo, a nucleação é tomada como uma estratégia de baixo custo e de fácil implementação (REIS et al., 2003; KINYUA et al., 2010, GUIMARÃES et al., 2013).

Desta forma as técnicas de nucleação para restaurar áreas mineradas podem ser utilizadas com o intuito de fornecer gatilhos ecológicos que impulsionarão a restauração de forma mais natural e com menos aporte de energia (recursos monetários e humanos). Esses gatilhos irão desencadear processos, novas rotas sucessionais, retomar funções que se ausentaram com a degradação, maximizar a retomada da resiliência local e da paisagem, além de acelerar a sucessão natural (BECHARA, 2006; TRES; REIS, 2009; REIS et al., 2014; LEMOS; FERREIRA, 2017).

Neste contexto, o presente estudo teve como objetivos determinar a eficácia de duas técnicas de nucleação, sendo estas, plantio em núcleos e transposição de galharias, como estratégia de restauração ecológica em área de mineração de argila abandonada, a fim de comprovar a atuação dessas técnicas como promotoras de gatilhos ecológicos para desencadear os processos de sucessão natural.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 DEGRADAÇÕES AMBIENTAIS CAUSADAS PELAS ATIVIDADES MINERÁRIAS

A exploração mineral é considerada um dos setores básicos para o desenvolvimento econômico e social de muitos países, inclusive o Brasil (IBRAM, 2015). Produtos minerais e derivados movimentam a economia do país e são de necessidades básicas como agricultura, habitação, transporte, infraestruturas de saneamento, meios de comunicação e desenvolvimento tecnológico (CARVALHO, 2011). A argila está entre os minerais economicamente mais importantes, em razão do volume produzido e do valor agregado a essa produção (MME, 2009).

No entanto, esta atividade provoca grandes alterações no ambiente, e é de responsabilidade das empresas mitigar os impactos ambientais (SILVA et al., 2001). É

importante mencionar que a atividade mineradora é a única que possui expressa ordem constitucional de recuperação ambiental. O parágrafo 1º, incisos I ao V e parágrafos 2º e 3º do artigo 225 da CF/88 já prevê a obrigação da recuperação ambiental de áreas mineradas, de acordo com a solução técnica exigida pelo órgão ambiental pertinente (BRASIL, 1988).

Os impactos da mineração variam de acordo com o tipo de mineral a ser extraído e a tecnologia empregada para a extração. De modo amplo, a degradação ambiental ocorre quando há perda de adaptação às características físicas, químicas e biológicas do ambiente, podendo inviabilizar o seu desenvolvimento do ponto de vista social, econômico e ambiental (SÁNCHEZ, 2013).

Durante ou após o abandono das atividades de mineração, instalam-se processos que maximizam o desequilíbrio ambiental, como por exemplo os alagamentos, assoreamento de cursos d'água, enchentes, queda de encosta, erosão, escoamento desordenado das águas superficiais, perda da camada de solo superficial, degradação da paisagem, dentre outros (FERREIRA et al., 2008). De forma geral, o ecossistema artificial formado após a extração de minérios pode ser considerado como o grau máximo de degradação, pois todas as propriedades físicas, químicas, biológicas e ecológicas do solo foram degradadas e/ou alteradas (SALOMÃO et al., 2007).

Nessas situações, restrições às ações de recuperação ou restauração são encontradas a nível biótico, como por exemplo a competição de gramíneas invasoras, baixa disponibilidade de propágulos, herbivoria, baixa atividade biológica no solo, etc., ou a nível abiótico, como a compactação devido ao uso de máquinas pesadas, exposição das camadas mais profundas do solo, propriedades químicas adversas (extremos de pH, excesso de metais, etc.), baixos níveis de nutrientes, solo exposto aos extremos de temperatura, erosão e falta de rugosidades (POLSTER, 2016).

Scalco e Ferreira (2013) citam como principais impactos da extração de argila em Rio Claro, SP a abertura de cavas em locais de várzea, formação de lagos em cavas abandonadas, modificação da paisagem, falta de ações de recuperação de áreas lavradas e corte de vegetação nativa. Os autores salientam que as áreas utilizadas localizam-se principalmente em APP's, o que agrava ainda mais os impactos provocados pela atividade.

Na Bacia do Rio Paraíba do Sul, em Minas Gerais, a extração de areia é seguramente o maior fator de degradação ambiental pelo extrativismo mineral. Os efeitos nefastos da extração acarretam consequências muitas vezes irreversíveis para o ambiente aquático e ribeirinho. A extração de areia de leitos de rios ou em cavas submersas em áreas da várzea resultou na poluição das águas, causada pela agitação de sedimentos e pela presença nessas

areias de combustíveis e óleos lubrificantes. Ao minerar em ambientes ciliares há o favorecimento da erosão, o assoreamento de cursos de água, os desmatamentos, com a consequente destruição das matas e florestas da região, a perda de solo orgânico, etc (SOUZA JR, 2004).

Dentre todos os impactos que podem ser causados por esta atividade, a completa remoção da cobertura vegetal está entre os principais, uma vez que, após sua retirada, uma série de ciclos vitais para o bom funcionamento dos ecossistemas é interrompida, constituindo-se como uma grave ameaça para a biodiversidade local (YANG et al., 2014). Em relação à fauna, pode ocorrer a supressão de nichos de alimentação e reprodução, além de seu afastamento, o que, consequentemente, altera o equilíbrio ecossistêmico de maneira drástica (MAFFIA, 2011).

Neste contexto, em um primeiro momento, práticas de revegetação tornam-se fundamentais para que o processo de recuperação ocorra nesses locais (PEREIRA et al., 2015). Recuperar um ambiente minerado torna-se um desafio, principalmente relacionado ao resgate da estrutura da vegetação, no que tange à sua composição e funções ecológicas. Além disso, os trabalhos de recuperação de áreas mineradas são muitas vezes realizados de forma isolada, sem considerar as diversas interações necessárias, que influenciam a dinâmica da sucessão ecológica em ambientes atingidos por esse tipo de degradação (CARVALHO, 2011; SUHARTOYO et al., 2011).

Portanto, ações direcionadas à recuperação de áreas que foram degradadas pela mineração devem incluir, além do preparo do solo e posterior revegetação, a adoção de estratégias para proporcionar o retorno da fauna e da biodiversidade vegetal, que gradualmente irão contribuir no restabelecimento das condições de equilíbrio do ecossistema.

2.2 PASSIVOS AMBIENTAIS DA ATIVIDADE MINERÁRIA E A OBRIGATORIEDADE DE RECUPERAÇÃO

O processo de ocupação do território brasileiro teve como principal característica a falta de planejamento e a destruição dos recursos naturais. Não havia ferramentas para planejar a abertura das áreas e intensificar a produção, e as áreas de mineração eram instaladas despreocupadamente em Áreas de Preservação Permanente, resultando na perda de vegetação nativa em ambientes que hoje são protegidos (FERREIRA et al., 2012).

Atualmente boa parte das propriedades rurais e áreas de empresas possuem irregularidades pretéritas, principalmente pelo fato de que anteriormente às leis ambientais,

florestas nativas, sobretudo as formações ribeirinhas, foram fragmentadas para dar espaço às culturas agrícolas, exploração florestal, mineração, construção de reservatórios de água e expansão de áreas urbanas (NEVES et al., 2014).

Diante disso, existe na atualidade um sério problema relacionado aos passivos ambientais que resultaram dessa série de ocupações irregulares e que hoje estão cobrando o preço, pois envolvem tanto aspectos monetários quanto ambientais. Um passivo ambiental pode ser entendido como “danos infligidos ao meio natural por uma determinada atividade ou pelo conjunto de ações humanas, que podem ou não ser avaliados economicamente” (ABNT, 2007). Isso significa que toda agressão que se praticou ou que se pratica contra o meio ambiente e que gera a necessidade ou obrigação de se investir novo valor monetário para reabilitá-lo ou protegê-lo, é um passivo ambiental.

Abordando a questão técnica e ambiental dos passivos ambientais oriundos de atividades de mineração deve-se ter em mente que esta é uma atividade que por si só gera impactos, pois promove alterações das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio onde está inserida (COSTA; FIORILLO, 2012).

Valendo-se dessa premissa, um dos aspectos mais impactantes da atividade minerária reside no abandono de áreas sem ações efetivas de recuperação após o fechamento de minas, que, segundo o art. 70 da Lei 9.605/98, configura uma infração administrativa quando há a omissão que viole regras correspondentes à proteção e recuperação do meio ambiente (BRASIL, 1998). Sendo assim, o ônus da atividade persiste e os chamados passivos ambientais da mineração seguem impactando negativamente os recursos hídricos e a paisagem, havendo em todo o país um grande número de áreas de mineração abandonadas sem o real conhecimento da magnitude e da situação ecológica dessas áreas (MPF, 2016).

O fato da mineração ser uma atividade que necessariamente intervém em áreas naturais fez com que, já na Constituição Federal, visando amenizar o ônus social e acrescentar condições de sustentabilidade à mineração, fosse acrescentado no parágrafo 2º do artigo 225 a obrigação daquele que explorar os recursos minerais de recuperar o meio ambiente degradado de acordo com solução técnica exigida pelo órgão público competente, na forma da lei (BRASIL, 1988).

O conceito que versa sobre o objetivo da recuperação é algo que vem se modernizando na legislação brasileira e acompanhando as novas abordagens ambientais frente a recuperação de áreas degradadas. Segundo Bechara (2006), o escopo da restituição ambiental foi refinado, diferenciando-se a recuperação tradicional da restauração ambiental com o proposto na Lei

9.985 de 2000 (Sistema Nacional de Unidades de Conservação) a qual distinguiu atividades de recuperação de processos de restauração em seu art. 2º, da seguinte maneira:

Recuperação: restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original;

Restauração: restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original (BRASIL, 2000, p.8).

A partir de então os conceitos que distinguem esses dois termos não mudaram, porém foram incorporados aos novos dispositivos legais que regulamentam as leis supracitadas, premissas e obrigatoriedades que abrem espaço para que abordagens mais ecológicas sejam empregadas nos Planos de Recuperação de Áreas Degradadas – PRAD.

Tais PRAD de atividades minerárias, no âmbito estadual, passaram a ter critérios mais específicos com a nova legislação que passou a vigorar no Rio Grande do Sul no ano de 2017. Isso se deu pela Portaria FEPAM nº 047/2017 (RIO GRANDE DO SUL, 2017) a qual estabelece critérios e prazos para o licenciamento ambiental dos PRAD decorrentes da atividade de extração mineral.

A referida portaria em seu art. 2º instrui que no PRAD das áreas de atividade de extração mineral, deverá conter informações, diagnósticos, levantamentos e estudos que permitam a avaliação da degradação ou alteração, e a consequente definição de medidas adequadas à recuperação da área minerada. E no art. 3º elucida que no PRAD deverão ser informados os métodos e técnicas a serem empregados de acordo com as peculiaridades de cada área, devendo ser dada atenção à proteção e conservação do solo, dos recursos hídricos, conformação e estabilidade de taludes, e controle de processos erosivos.

Desta forma, as atividades minerárias devem ser planejadas visando atender essas premissas contidas nas legislações e usar as abordagens mais ecológicas em seus PRAD, para que assim, tenhamos ganhos ambientais mais expressivos.

Para recuperar ambientes ou ecossistemas degradados são necessárias medidas que possam trazer um equilíbrio dinâmico ao meio físico, como por exemplo o solo, que precisa ter sua condição melhorada para que a vegetação e as comunidades bióticas possam evoluir neste local, e também ao meio biótico através do plantio de espécies arbóreas funcionais e da reintrodução de fauna (SANCHEZ, 2013).

2.3 NUCLEAÇÃO COMO GATILHOS ECOLÓGICOS: ALTERNATIVA PARA INICIAR O PROCESSO SUCESSIONAL EM ÁREAS DE MINERAÇÃO ABANDONADAS.

Os Planos de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD), apesar de exigidos desde 1989, apenas recentemente foram incluídos nos empreendimentos e apresentam uma clara dissociação entre as medidas praticadas e aquelas preconizadas nesses planos. No decorrer dos últimos anos, muitos estudos têm sido desenvolvidos para suprir o desconhecimento técnico e reduzir os custos dos projetos, com a finalidade de garantir a efetiva recuperação das áreas degradadas (LEMOS, 2015). A aplicação prática do conhecimento técnico-científico adquirido pode resultar na minimização de erros e consequente aumento na probabilidade de sucesso dos projetos de recuperação de áreas degradadas (MARTINS, 2007, 2013, 2014).

Historicamente as práticas de recuperação baseavam-se em modelos produtivistas que objetivavam somente a produção de biomassa vegetal. Para isso, eram utilizadas apenas espécies arbóreas, “saltando” as fases iniciais de sucessão (REIS et al., 2014) que deveriam ser caracterizadas pela colonização por ervas, lianas, arbustos e arvoretas, inibindo interações planta-animal e estagnando a sucessão natural.

Esses modelos de recuperação consideravam os sistemas naturais como fechados e raramente sujeitos a perturbações, além de considerar a sucessão como um processo direcional e previsível, que culminaria em um clímax único (LEMOS, 2015). No entanto, estudos mostraram que estes modelos tradicionais não garantem a recuperação da diversidade e funcionalidade dos ecossistemas degradados (BECHARA et al., 2007; TRES; REIS, 2009; MARTINS, 2014).

Os modelos tradicionais de recuperação, usados até hoje em larga escala, geraram plantios homogêneos com grande desenvolvimento em diâmetro e altura, porém com baixa diversidade de formas de vida e muitas vezes com um estrato regenerante dominado por gramíneas invasoras (SOUZA; BATISTA, 2004).

Em áreas degradadas por mineração, devido à alteração das condições ecológicas, a intervenção antrópica é necessária, seja para a recuperação inicial ou posterior restauração (VENTUROLI et al., 2013). A baixa disponibilidade de nutrientes e de capacidade de retenção de água e alta compactação do solo impedem a regeneração natural (FELFILI et al., 2008) ou condicionam o lento restabelecimento de espécies vegetais nativas em áreas mineradas (JESUS et al., 2016). Deste modo, quando não há resiliência local para a área se regenerar, é possível estimulá-la como forma a facilitar e acelerar a restauração ecológica (VENTUROLI; VENTUROLI, 2011).

No Brasil a restauração ecológica avançou nas últimas décadas, tanto em conceitos quanto em metodologias e técnicas, sendo desenvolvidos modelos alternativos que buscavam restabelecer processos naturais (BRANCALION et al., 2015). Os antigos modelos então passaram a ser substituídos pelos modelos contemporâneos, baseados na sucessão ecológica.

Ao restaurar uma área severamente degradada, é preciso agir sob vários aspectos para que sejam reestabelecidos os processos referentes à sucessão ecológica. Considerada um processo de assistência à recuperação de um ecossistema degradado (SER, 2004), a restauração ecológica parte da premissa que, para um ecossistema ser efetivamente restaurado, este deverá recuperar não apenas sua estrutura florestal e/ou um número determinado de espécies vegetais, mas também deverá ter seus processos ecológicos, e mantenedores das populações e de suas interações garantidos (RIGUEIRA; MARIANO-NETO, 2013).

Desta forma, entende-se que objetivo final de um projeto de restauração deve ser o desenvolvimento de um ecossistema por meio de uma trajetória multidirecional e não convergente, no qual muitas comunidades finais distintas podem ser produzidas a partir de mudanças na estrutura, composição e funcionamento ecossistêmicos.

Para que o sucesso nos projetos de restauração seja alcançado, é fundamental realizar a escolha correta da técnica a ser utilizada, que depende do tipo e da intensidade do distúrbio que o ecossistema sofreu (BECHARA et al., 2007; TRES; REIS, 2009; MARTINS, 2014).

Como alternativa existe a nucleação, que consiste em um modelo de restauração ecológica caracterizado por um conjunto de técnicas implantadas na forma de núcleos, ocupando de 10 a 30% da área (REIS et al., 2014). Entre as técnicas nucleadoras, pode-se citar a transposição de banco de sementes do solo, o plantio de mudas em ilhas de alta diversidade, os poleiros artificiais e a transposição de galharias.

Recomenda-se que essas técnicas sejam implantadas de forma conjugada, buscando acelerar o processo de sucessão ecológica e permitindo a expressão dos próprios mecanismos de restauração da natureza (REIS et al., 2003, 2010). Por isso, pode ser considerado como um modelo biocêntrico, pois preconiza o restabelecimento dos processos naturais e a interação e conectividade com os demais elementos da paisagem (REIS et al., 2014).

Estas técnicas visam formar diversos micro-habitats propícios para a chegada de espécies vegetais de todas as formas de vida e formação de uma rede de interações entre os organismos (BRANCALION et al., 2015).

O plantio de espécies nativas em núcleos consiste na formação de pequenas ilhas onde são colocadas plantas de distintas formas de vida (ervas, arbustos, lianas e árvores)

Kageyama; Gandara (2000). A técnica cria pequenas manchas florestais com alta diversidade, fazendo com que, no decorrer do tempo, esses núcleos irradiem para toda a extensão da área (YARRANTON; MORRISON, 1974).

Nesta estratégia são priorizadas espécies-chave que atuarão como facilitadoras, melhorando as condições de microclima para o desenvolvimento de espécies secundárias e para a chegada de novas formas de vida ao sistema (MARTINS, 2012). Diversos estudos que avaliaram a eficiência do plantio em núcleos para a restauração ecológica de áreas degradadas comprovaram o aumento na chegada de sementes e no recrutamento de plântulas, acelerando o processo sucessional (CARNEVALE; MONTAGNINI, 2002; HOLL et al., 2010; CORBIN; HOLL, 2012; PIROINEN et al., 2015).

Para a escolha das espécies a serem utilizadas é essencial a realização de um estudo da vegetação local e do seu entorno. Neste estudo serão reconhecidas as espécies nativas que ocorrem de forma espontânea na região, e que estão mais adaptadas às condições ambientais locais (BRANCALION et al., 2015). Ainda assim, outras características devem ser consideradas no momento da escolha das espécies, como a exigência de luminosidade e umidade, adaptação a solos com deficiências nutricionais, capacidade de fixação de nutrientes, produção de frutos e de flores para a fauna (GLUFKE, 1999).

Ainda se destaca a transposição de galharias, a qual consiste na alocação de pilhas de material vegetal, seja lenhoso, galhos, folhas, que configurem novos microhabitats. Estes irão proporcionar abrigo e local com microclima favorável à nidificação e alimentação de espécies da fauna, bem como propiciam a formação de matéria orgânica para germinação de sementes (BECHARA, 2006; REIS et al., 2003; REIS et al., 2010, REIS; TRES, 2007).

As galharias são indicadas para áreas de mineração, devido que nessas áreas houve grande retirada de solo, havendo ausência de nutrientes, os quais serão providos pela matéria orgânica oriunda da galharia transposta, a qual será decomposta por microrganismos e insetos (REIS et al., 2003, REIS et al., 2014). Ao serem decompostas, com o passar do tempo, as pilhas formarão camadas de húmus e irão restaurar a biota do solo (BAYER; MIELNICZUK, 1999).

Estudos apontam aumento das populações da fauna de artrópodes associadas à transposição de galharias em áreas degradadas e invadidas por gramínea invasora, indicando essa como uma técnica eficiente para restaurar grupos da fauna em curto período de tempo, além de ser um método simples que envolve procedimentos de baixo custo (VERGÍLIO et al., 2013).

A sua eficiência ainda é ressaltada no controle da erosão e redução da compactação em áreas mineradas, pois fornece superfícies rugosas que atenuam o escoamento superficial e aportam matéria orgânica, sendo verificado o crescimento de espécies vegetais que usam o substrato em decomposição, que atenua as temperaturas e propicia condições de germinação das sementes (POLSTER, 2016).

Reis et al (2003) relata o sucesso dessa técnica na restauração de áreas de empréstimo utilizadas na construção de usina hidrelétrica em Santa Catarina, onde a galharia apresentou efeito nucleador devido ao resgate da fauna e da flora associado à técnica. Tais associações foram propiciadas, pois no momento da transposição, houve a translocação de propágulos, raízes e alguns grupos da fauna dispersora de sementes.

Polster (2016) destaca que ao criar uma diversidade de habitats através das galharias, por consequência uma diversidade de espécies que requerem locais úmidos poderão se estabelecer.

Baseando-se nas técnicas descritas, apropria-se do termo “gatilho ecológico” para entender a função da nucleação na reativação do processo de restauração de áreas. Os gatilhos ecológicos são mecanismos que disparam e aceleram a sucessão natural, cabendo ao restaurador promovê-los (BECHARA, 2006). Para desencadear a sucessão, o referido autor destaca a importância de conectar os diversos níveis tróficos através da oferta de elementos básicos como alimento, abrigo e local para reprodução.

Os gatilhos ecológicos ainda são descritos como uma força propulsora do potencial auto-regenerativo das comunidades, devido às interações interespecíficas que ocasionam um cenário de equilíbrio, onde haja a presença de produtores, consumidores e decompositores, biomassa e recicladores, grãos de pólen e polinizadores, sementes e dispersores (REIS et al., 2014).

A nucleação é considerada uma promotora de gatilhos ecológicos, uma vez que permite a formação de comunidades que através da sucessão natural conseguem alavancar a interação da área degradada com os ecossistemas naturais do entorno (TRES; REIS, 2009) através de pequenas interferências a nível local (REIS et al., 2014). Isso se dá devido ao aumento na disponibilidade de habitats para muitas espécies que requerem condições ambientais específicas, possibilitando o estabelecimento de populações e permitindo um maior fluxo gênico de plantas e animais entre as paisagens circundantes, através de interações como polinização, herbivoria e dispersão de sementes (CHAZDON et al., 2017).

3 REFERÊNCIAS

- ABNT NBR 15515-1: 2007. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Passivo ambiental em solo e água subterrânea – Avaliação Preliminar. Rio de Janeiro.
- BAYER, B.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, J. A.; CAMARGO, F. A. O. (Eds). **Fundamentos de Matéria Orgânica no Solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, p. 10-25. 1999.
- BECHARA, F. C. **Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga**. Tese de Doutorado, ESALQUSP, Brasil, 248pp. 2006.
- BECHARA, F. C.; CAMPOS FILHO, E. M.; BARRETO, K. D.; GABRIEL, V. A.; ANTUNES, A. Z.; REIS, As. Unidades Demonstrativas de Restauração Ecológica através de Técnicas Nucleadoras de Biodiversidade. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, supl. 1, p. 9-11, 2007.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.
- BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988: Artigo 225. Brasília: Presidência da República, 1988. Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br>>. Acesso em: 17 dez. 2017.
- BRASIL. Lei n. 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamento o art 225, § 1º, incisos I, II, VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providencias. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Regulamentação do SNUC. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9985.htm>. Acesso em: 17 dez 2017.
- BRASIL. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 – Crimes e infrações administrativas contra o meio ambiente. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19605.htm>. Acesso em: 12 dez. 2017.
- CARNEVALE, N.J.; MONTAGNINI, F. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. **Forest Ecology and Management**, v. 163, p. 217-227. 2002.
- CARVALHO, R. P. B. Contribuições da análise de geossistemas na recuperação de áreas degradadas por mineração. **Caderno de Geografia**, v. 21, p. 13-28, 2011.
- CELENTANO D., ZAHAWI R. A., FINEGAN B., CASANOVES F., OSTERTAG R., COLE R. J., Et al. Tropical forest restoration in Costa Rica: the effect of several strategies on litter production, accumulation and decomposition. *Revista de Biología Tropical*, v. 59, p. 1323–1336. 2011.
- CHAZDON, R. L. Landscape Restoration, Natural Regeneration, and the Forests of the Future. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, Vol. 102, nº 2, pg(s) 251- 257, 2017.
- CORBIN, J. D.; HOLL, K. D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. **Ecology and management**, v. 265, p. 37-46. 2012.

- COSTA, B. S.; FIORILLO, C.A.P. Tutela jurídica dos recursos ambientais minerais vinculada ao conceito democrático de segurança nacional. **Revista Veredas do Direito**, v. 9, n.18, p. 9-35, 2012.
- FELFILI, J. M.; FAGG, C. W.; PINTO, J. R. R. Recuperação de áreas degradadas. In: FELFILI, J. M.; SAMPAIO, J. C.; CORREIA, C. R. M. A. (Orgs.) **Conservação da natureza e recuperação de áreas degradadas na bacia do São Francisco: treinamento e sensibilização**. Brasília, DF: Centro de Referência em Conservação da Natureza e Recuperação de Áreas Degradadas/CRAD, 96p. 2008.
- FERREIRA, C. J.; BROLLO, M. J.; UMMUS, M. E. Indicadores e quantificação da degradação ambiental em áreas mineradas, Ubatuba (SP). **Revista Brasileira de Geociências**, v. 38, n. 1, p. 141–152, 2008.
- FERREIRA, W. C.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C.; FARIA, J. M.; FERREIRA, D. F. Regeneração natural como indicador da recuperação de área degradada a jusante da usina hidrelétrica de Camargos, MG. **Revista Árvore**; 34(4): 651-660, 2010.
- FERREIRA, G. C.; DAITX, E. C.; OLIVEIRA, C. C. de; LIMA P. R. de. Programa de apoio à legalização mineral de olarias da região de Rio Claro (SP). **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 65, n. 1, p. 119-126, 2012.
- GLUFKE, C. **Espécies florestais recomendadas para áreas degradadas**. Porto Alegre. 1999.
- GUIMARÃES, J. C. C. et al. Cost analysis and ecological benefits of environmental recovery methodologies in bauxite mining. **Revista Cerne**, v. 19, n. 1, p. 9–17, 2013.
- HOLL, K. D.; ZAHAWI, R.A.; COLE, R.J.; OSTERTAG, R.; CORDELL, S. Planting seedlings in tree islands versus plantations as a large-scale tropical forest restoration strategy. **Restoration Ecology**, v. 19, p. 470–479. 2010.
- HOLLING, C S. Resilience and Stability of Ecological Systems, **Ann. Rev. Ecol. Syst.**, v. 4, p. 1–23. 1973.
- IBRAM – Instituto Brasileiro de Mineração. Informações e análises da economia mineral brasileira. **Sistema de Informações e Análises da Economia Mineral Brasileira**, v. 07, 25 p., 2015.
- JESUS, E. N.; DOS SANTOS, T. S.; RIBEIRO, G. T.; ORGE, M. D. R.; AMORIM, V. O.; BATISTA, R. C. R. C. Regeneração Natural de Espécies Vegetais em Jazidas Revegetadas. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 2, p. 191-200, 2016.
- KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares. In: Rodrigues, R. R.; Leitão Filho, H. F. (eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 261 p. Universidade de São Paulo/Fapesp. São Paulo. 2000.
- KINYUA, D.; MCGEOCH, L.E.; GEORGIADIS, N.; YOUNG, T.P. Short-Term and Long-Term Effects of Soil Ripping, Seeding, and Fertilization on the Restoration of a Tropical Rangeland. **Restoration Ecology**, v. 18, p. 226-233. 2010.
- LEMOS, C. M. G. **Recuperação de área de preservação permanente através da nucleação como subsídio à adequação legal da atividade de extração de argila em pequena propriedade**. Dissertação (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente) Universidade Estadual Paulista, 2015.

LEMOS, C. M. G.; FERREIRA, G. C. Viabilidade do uso de nucleação no auxílio da regularização ambiental das atividades de extração de argila em região de intensa alteração da paisagem. **Geociências**, v. 36, n. 1, p. 65–75, 2017.

MAFFIA, A.M.C. **Impactos Ambientais Decorrente da Mineração de Bauxita e Proposição de Estratégias de Formação Docente no Entorno do Parques Estadual da Serra do Brigadeiro**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa - Minas Gerais. 2011.

MARTINS, S.V. **Recuperação de matas ciliares**. 2. ed. Viçosa, MG: Aprenda Fácil Editora, 225 p. 2007.

MARTINS, S. V. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa, MG: Editora UFV, 2012.

MARTINS, S.V. **Recuperação de áreas degradadas: como recuperar áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes, rodoviários e áreas de mineração**. 3 ed. Viçosa, MG: Aprenda Fácil Editora, 2013.

MARTINS S. V. **Recuperação de matas ciliares**. 3. ed. Viçosa: Aprenda Fácil; 2014.

MINISTÉRIO PÚBLICO FEDERAL. CÂMARA DE COORDENAÇÃO E REVISÃO, 4. Recuperação de áreas degradadas pela mineração de rochas ornamentais. **Série Manuais de Atuação**, v. n. 3, p. 187, 2016.

MME – Ministério de Minas e Energia. **RELATÓRIO TÉCNICO 32 Perfil da Argila**. 2009. Disponível em: http://www.mme.gov.br/documents/1138775/1256650/P23_RT32_Perfil_da_Argila.pdf/b6fc71dc-3c0a-4eb1-b2a5-df62b2c3bec0. Acesso em: 8 fev 18.

NEVES, L. S.; LEAL, T. S.; CAVALCANTE, V. R.; ROSSETTO, L.; PASCOTTI, D. P.; MORAES, C. P. Nascentes, áreas de preservação permanentes e restauração florestal: histórico da degradação e conservação no Brasil. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, Maringá/PR, v. 7, n. 3, p. 747-760, 2014.

NEVES, A. C. O.; NUNES, F. A.; CARVALHO, G.W.; FERNANDES, L. P. Neglect of ecosystems services by mining, and the worst environmental disaster in Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 14, p. 24-27. 2016.

PEREIRA, I. M.; GONZAGA, A. P. D.; MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA, M. L. R.; MARQUES, I.C. Estrutura da vegetação colonizadora em ambiente degradado por extração de cascalho em Diamantina, MG. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 35, p. 77-88. 2015.

PIMM, S. L. The balance of nature. **University of Chicago Press**, Chicago, Illinois, USA. 1991.

PIIROINEN, T., P. NYEKO, AND H. ROININEN. Natural establishment of indigenous trees under planted nuclei: a study from a clear-felled pine plantation in an afro-tropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, v. 345, p. 21–28, 2015.

POLSTER, D. Natural processes for the restoration of drastically disturbed sites. **Journal of The American Society of Mining and Reclamation**, v. 5, p. 77-90. 2016.

REIS A.; BECHARA, F. C.; ESPÍNDOLA M. B. de; VIEIRA, N. K. Restauração de Áreas Degradadas: A Nucleação como Base para os Processos Sucessionais. **Revista Natureza & Conservação**, v. 1, n. 1, p. 85-92, 2003.

REIS, A.; TRES, D. R. Nucleação: integração das comunidades naturais com a paisagem. In: FUNDAÇÃO CARGILL (Coord.). **Manejo Ambiental e Restauração de Áreas Degradadas**. São Paulo: Cargill, p. 28-55. 2007.

REIS, A. et al. Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 67, n.2, p. 244-250, 2010.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R.; TRENTIN, B. E. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 2, p. 509-518, 2014.

RIGUEIRA, D. M. G.; MARIANO-NETO, E. Monitoring: an integrated proposal for the evaluation of the success of ecological restoration projects for Brazilian forested areas. **Revista CAITITU**, v. 1, n. 1, p. 73–88, 2013

RIO GRANDE DO SUL. Portaria FEPAM nº 47 DE 23/08/2017. Estabelece critérios e prazos para o licenciamento ambiental de Planos de Recuperação de Áreas Degradadas - PRAD, decorrentes da atividade de extração mineral, e dá outras providências. Diário Oficial do Rio Grande do Sul, 28 ago 2017.

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

SANCHEZ, L. E. **Avaliação de Impacto Ambiental, conceitos e métodos**. São Paulo: Oficina de textos, 2ª Edição atualizada e ampliada. V. 2, P 65-71, 2013.

SCALCO, J. P. & FERREIRA, G. C. Impactos ambientais da mineração de argila para cerâmica vermelha na sub-bacia do Ribeirão Jacutinga - Rio Claro e Corumbataí (SP). **Geociências**, v. 32, n. 4, p. 760-769, 2013.

SER (Society for Ecological Restoration). 2004. **Society for Ecological Restoration International's primer of ecological restoration**. Disponível em: <http://www.ser.org/Primer>. Acesso em: 16 jun 2017.

SILVA, A.C.; VIDAL, M.; PEREIRA, M.G. Impactos ambientais causados pela mineração e beneficiamento de caulim. **Revista Escola de Minas**, vol. 54, n. 02, p. 133-136, 2001.

SOUZA JR., D. I. S. A degradação da Bacia do Rio Paraíba do Sul. **Engevista**, v. 6, n. 3, p. 99-105, 2004.

SOUZA, F. M. de; BATISTA, J. L. F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v. 191, p. 185-200, 2004.

SUHARTOYO, H. Returning biodiversity of rehabilitated forest on a coal mined site at Tanjung Enim, South Sumatra. **Proceedings of the Society for Indonesian Biodiversity – International Conference**, v.1, p. 126-130. 2011.

TRES, D. R.; REIS, A. Técnicas nucleadoras na restauração de floresta ribeirinha em área de Floresta Ombrófila Mista, Sul do Brasil. **Revista Biotemas**, v. 22, n. 4, p. 59–71, 2009.

VERGÍLIO, P. C. B.; KNOLL, F. D. R. N.; MARIANO, D. D. S.; DINARDI, N. M.; UEDA, Y.; CAVASSAN, O. Effect of brushwood transposition on the leaf litter arthropod fauna in a cerrado area. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 5, p. 1158-1163, 2013.

VENTUROLI, F.; VENTUROLI, S. Recuperação florestal em uma área degradada pela exploração de areia no Distrito Federal. **Ateliê Geográfico**. v. 5, n. 13, p. 183-195, 2011.

VENTUROLI, F et al. Incremento de espécies arbóreas em plantio de recuperação de área degradada em solo de cerrado no Distrito Federal. **Bioscience Journal** 29:143-151, 2013.

YANG, Y.Y. et al. Environmental impacts caused by phosphate mining and ecological restoration: a case history in Kunming, China. **Nat Hazards**, v. 74, p. 755-770, 2014.

YARRANTON, G.A.; MORRISON, R.G. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **Journal of Ecology**, v. 62, p. 417- 428. 1974.

ARTIGO I – PLANTIO EM NÚCLEOS PARA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREAS DEGRADADAS POR MINERAÇÃO NO RIO GRANDE DO SUL

PLANTING OF NATIVE TREES IN GROUPS FOR ECOLOGICAL RESTORATION OF AREAS DEGRADED BY MINING IN RIO GRANDE DO SUL

RESUMO

O presente estudo objetivou testar plantios de espécies nativas em núcleo como forma de iniciar o processo sucessional em cava de mineração de argila abandonada em Guaíba, RS. Foram instalados 12 núcleos, cada um com 13 indivíduos de oito espécies nativas diferentes, cujas mudas tinham 12 meses de idade na ocasião do plantio. A altura total (H), Diâmetro à Altura do Solo (DAS) e diâmetro de copa foram medidos semestralmente até as mudas chegarem aos 42 meses. A taxa de sobrevivência por espécie foi avaliada a partir do número de indivíduos vivos em cada monitoramento em relação ao número inicial de mudas plantadas. Foram avaliados o crescimento em DAS e H em relação à idade das mudas através de análise de regressão. Foi possível analisar somente a área de copa média para *Mimosa bimucronata*, que foi comparada através do teste de Kruskal-Wallis ($\alpha=0,05$). Todas as espécies obtiveram taxa de sobrevivência acima dos 80% aos 42 meses de idade. Houve quebra dos ápices das mudas devido a injúrias mecânicas por forrageio e pisoteio animal a partir dos seis meses do plantio. Esse fato, aliado a perda de vigor das mudas, que apresentaram sinais de senescência como secamento das ponteiros e perda da dominância apical, gerou curvas negativas de crescimento em H. As espécies mais afetadas foram *Bauhinia forficata*, *Casearia sylvestris*, *Cedrela fissilis*, *Cordia americana*, *Cupania vernalis* e *Parapiptadenia rigida*, que em geral tiveram um crescimento em DAS e H menores que as demais espécies, fato também atribuído ao sítio limitante. *Schinus terebinthifolius* e *M. bimucronata* se sobressaíram em relação às demais espécies, sendo as únicas que obtiveram constante crescimento em H e DAS. *M. bimucronata* apresentou um crescimento significativo

em área de copa a partir dos 24 meses, atingindo valores médios próximos a 15 m² aos 42 meses. A espécie também demonstrou seu caráter nucleador ao agregar espécies herbáceas e arbustivas abaixo de sua ampla copa. Os núcleos, em geral, não se apresentaram eficientes na sua função de criar um grupo de vegetação que agregasse outras formas de vida, sobretudo pelo baixo desenvolvimento da maioria das espécies. Contudo, *M. bimucronata* e *S. terebinthifolius* podem ser indicadas para plantios nessas condições ambientais devido à sua plasticidade.

Palavras-chave: plantio de mudas; área de mineração; nucleação.

ABSTRACT

The present study aimed to test plantations of native species in nuclei to start the process of succession in a mining pit in Guaíba, RS. Twelve nuclei were installed, each with 13 individuals from eight different native species, whose seedlings were 12 months old at the time of planting. The total height (H), Diameter at Soil Height (DSH) and crown diameter were measured every six months until the seedlings reach 42 month. The survival rate per species was evaluated from the number of live individuals at each monitoring in relation to the initial number of seedlings planted. The growth in DSH and H in relation to the age of the seedlings was evaluated through regression analysis. We analyzed only the average crown area for the *Mimosa bimucronata*, compared through the Kruskal-Wallis test ($\alpha = 0.05$). All species had a survival rate above 80% at 42 months. There was a decrease in the apices of the seedlings due to mechanical injuries due to foraging and animal trampling from six months of planting. This fact, together with the loss of vigor of the seedlings that showed signs of senescence, such as drying of the tips and loss of apical dominance, generated negative growth H curves. *Bauhinia forficata*, *Casearia sylvestris*, *Cedrela fissilis*, *Cordia americana*, *Cupania vernalis* and *Parapiptadenia rigida* were the most affected species, which generally, had a growth in DAS and H smaller than the other species, much due to the limiting site. *Schinus terebinthifolius* and *M. bimucronata* stood out in relation to the others, being the only species that obtained a constant growth in H and DSH, being more adapted to the place. *M. bimucronata* showed a significant growth in crown area from the 24 months, reaching average values close to 15 m² at 42 months. The species also demonstrated its nucleating character by aggregating herbaceous and shrub species below its broad crown. The nuclei, in general, were not efficient in their function of creating a group of vegetation that added other life forms, mainly due to the low development of most species. However, *M. bimucronata* and *S. terebinthifolius* can be indicated for plantations in these environmental conditions due to their plasticity.

Key words: planting of seedlings; mining areas; nucleation.

INTRODUÇÃO

O Brasil é um dos países mais ricos em recursos naturais do planeta e seus minerais possuem uma posição de destaque econômico, o que faz aumentar a demanda da atividade mineraria, influenciada pelo processo de ocupação territorial, crescimento populacional e econômico (CLEMENTE et al., 2013).

Para o estado do Rio Grande do Sul, a mineração trouxe e traz desenvolvimento econômico, porém, analisando por outro ângulo, esta atividade provoca problemas ambientais, quase sempre relacionados ao mau gerenciamento dos passivos (IBGE, 2010).

Muitas áreas abandonadas provenientes de atividades minerárias pretéritas, as quais não estavam sob a tutela das novas legislações ambientais, acabaram se tornando passivos ambientais, como por exemplo, as lavras abandonadas de diferentes formas, tamanho e localização (MELLO et al., 2017).

A mineração de argila implica na supressão da vegetação e remoção do solo superficial com maior fertilidade, deixando o solo remanescente exposto a processos de erosão, o que lixivia compostos orgânicos e químicos, causa o rebaixamento do lençol freático, a compactação do solo e a exposição do horizonte C aos agentes climáticos (MECHI; SANCHES, 2010; ALVES et al., 2012).

Os projetos adotados pelas empresas de extração mineral têm preferência por projetos de recuperação que visam tão somente atenuar o impacto visual com práticas simples de instalações de barreiras vegetais, arborização dispersa na área degradada, remodelamento topográfico, etc., ocasionando um desempenho funcional e ecológico insatisfatório (BORGA; CAMPOS, 2017). Além disso, projetos em áreas mineradas tendem a ter custos elevados, que são dependentes do nível de intervenção necessária, já que quanto menor o nível de resiliência local e da paisagem, maior será o aporte de recursos (BRANCALION et al., 2015).

Dentro dessa perspectiva, novas abordagens podem ser aplicadas às ações que visam recuperar ou restaurar uma mina abandonada. Uma delas é a nucleação, que visa resgatar interações entre organismos do sistema através de uma proposta biocêntrica, a qual busca auxiliar a natureza através de núcleos que recobrirão a área degradada e assim “permitir que seja restabelecida uma complexa rede de interações entre os organismos e uma heterogeneidade sucessional, nos quais o ecossistema poderá convergir para múltiplos pontos de equilíbrio no espaço e no tempo” (REIS et al., 2014 p.1). Esta técnica é considerada de baixo custo pois está fundamentada nos mecanismos naturais, induzindo a regeneração local (BECHARA et al., 2007; TRES et al., 2007)

No entanto, em áreas mineradas com alto grau de degradação é imprescindível conhecer as espécies que possuem potencial para desencadear o processo sucessional. São incipientes os estudos em que características referentes às espécies são associadas aos atributos do ambiente, com vistas a compreender os trajetos da restauração desses ecossistemas (VIEIRA, 2017). Baseado na abordagem feita por Campello et al. (2005), não existem fórmulas prontas para a revegetação de áreas degradadas, havendo para cada situação

uma realidade diferente, onde deve ser testado o maior número de espécies nativas, objetivando diversidade, mas também espécies adaptadas às difíceis condições iniciais.

O objetivo deste trabalho foi testar o crescimento e o potencial de espécies nativas plantadas em núcleos como facilitadoras do processo de sucessão ecológica em uma cava de mineração de argila abandonada.

MATERIAL E MÉTODOS

Local de estudo

A área de estudo localiza-se no município de Guaíba, RS, (Figura 1) em área pertencente à CMPC Celulose Riograndense, e compõe o projeto “Restauração ecológica em área degradada por atividade de mineração no município de Eldorado do Sul-RS”, o qual consorciou diferentes técnicas de nucleação para avaliar a eficácia na restauração ecológica da área.

Figura 1- Localização da área do estudo, no município de Guaíba, RS.



Mais especificamente, a área consiste em uma cava de mineração de argila, cuja atividade de extração foi encerrada há cerca de 19 anos. O local foi adquirido pela empresa CMPC já com o passivo ambiental de, aproximadamente 1,4 ha, sendo a técnica, implantada em uma porção de 0,4 ha. A área do passivo se caracteriza por saprolito exposto de origem granítica, sujeito à processos erosivos intensificados pelo ângulo em escarpa do talude da cava de mineração e, no lado oposto, sujeito a inundações periódicas a partir do lago existente (Figura 2).

Figura 2- Aspecto da cava de mineração de argila abandonada, anteriormente à implantação das técnicas de restauração, no município de Guaíba, RS.



Fonte: Autor.

O clima, conforme a classificação de Köppen, é do tipo Cfa, tiposubtropical úmido com verões quentes, sem estação seca definida (ALVARES, 2013). A precipitação anual média é de 1455 mm, temperatura média de 18,8°C, máxima de 24,4°C e mínima de 13,9°C (BERGAMASCHI et al., 2013). A precipitação na região é distribuída durante todo o ano, sendo os meses mais chuvosos entre junho e agosto (BERMAGASCHI et al., 2003).

A região do estudo apresenta elementos da Floresta Estacional Semidecidual, em área de tensão ecológica no contato do Bioma Pampa com a Floresta Estacional do Bioma Mata Atlântica, no rebordo do planalto ao norte (IBGE, 2012).

Pertencente à região geomorfológica Depressão Rio Jacuí, a região de estudo possui relevo sem grandes variações altimétricas, predominando formas alongadas conhecidas como coxilhas (ZANINI; PIMENTEL, 2006).

Caracterização dos atributos químicos e físicos do solo

O solo na região do estudo foi classificado como Cambissolo Háplico de origem granítica, com presença de material de origem nos horizontes A e B (FELKER et al., 2017). Na área os horizontes A e B foram removidos em virtude da exploração mineral, restando apenas um horizonte C caracterizado como saprolito. De acordo com Embrapa (1999), o saprolito resulta do intemperismo da rocha, com variado grau de intensidade, mantendo sua estrutura de origem e dureza compatível com qualquer condição de rocha semialterada.

Anteriormente à implantação das técnicas, foram realizadas amostragens químicas do solo na camada de 0 a 20 cm, sendo coletadas 16 amostras compostas (cinco subamostras por amostra composta). As análises químicas foram realizadas no Laboratório de Análise de Solos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), seguindo metodologia proposta por Tedesco et al. (1995). Determinaram-se pH em água, Carbono orgânico do solo (COS), conteúdo de Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Fósforo (P), Alumínio (Al), capacidade de troca de cátions efetiva (CTC efetiva) e potencial (CTC pH 7,0), acidez total (H+Al), saturação por alumínio (m%) e saturação por bases (V%). A interpretação dos resultados das análises químicas seguiu a metodologia do Manual da Rede Oficial de Laboratórios de Análise de Solo e de Tecido Vegetal dos Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina (ROLAS, 2004).

Como variáveis físicas analisaram-se granulometria pelo Método da Pipeta, densidade do solo (BLAKE; HARTGE, 1986), porosidade total, macro e microporosidade em mesa de tensão a 6kPa (EMBRAPA, 1997), resistência do solo à penetração, utilizando o penetrômetro de impacto de Stolf, condutividade hidráulica com permeâmetro de Guelph e avaliações simultâneas de umidade volumétrica (U), temperatura (T) e condutividade elétrica (CE) através de sonda com sensor G3.

As análises físicas com amostras indeformadas (método do anel volumétrico) foram processadas no Laboratório de Física do Solo da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). A resistência do solo à penetração foi calculada de acordo com Stolf et al. (2005) e a condutividade hidráulica em solo saturado de acordo com Celligoi et al., (2006).

Os resultados da caracterização química foram classificados de acordo com Rolas (2004) e Bissani et al. (2004), sendo que as análises foram realizadas posteriormente ao início do processo de restauração, servindo apenas para caracterizar a área de estudo, portanto não foram utilizadas para recomendações de calagem e adubação anteriormente ao plantio das

mudas (Tabela 1). Os resultados das análises físicas foram classificados segundo USDA (1993) (Tabela 2).

Tabela 1 – Características químicas do solo na camada de 0 – 20 cm, em área de mineração no município de Guaíba, RS.

COS	pH	P	K	H+Al	Al	Ca	Mg	CTC pH 7	CTC ef.	V	m
		mg dm ⁻³		cmolc dm ⁻³							%
4,46	5	3,4	69,3	3,5	0,7	1	1,2	5,8	3	39,8	23,6
B	MB	MB	A	B	-	B	A	M	-	MB	A

Abreviações: COS (Carbono orgânico); P (Fósforo); K (Potássio); H+Al (Acidez potencial); Al (Alumínio); Ca (Cálcio); Mg (Magnésio); CTC pH 7 (Capacidade de troca catiônica potencial); CTC. ef. (Capacidade de troca de cátions efetiva); V% (Saturação por base); m% (Saturação por alumínio); A (alto); M (médio); B (baixo); MB (muito baixo).

Fonte: Autor.

Tabela 2 – Características físicas do solo na camada de 0 – 20 cm, em área de mineração no município de Guaíba, RS.

RP	K	U	T	CE	Ds	PT	Micro	Macro	Areia grossa	Areia fina	Silte	Argila
(Mpa)	(cm/s)	(%)	(°C)	(uS/cm ²)	(mg cm ⁻³)	cm ³ cm ⁻³			%			
3,7	0,00639	6,5	28,2	5,5	1,46m	0,42	0,22	0,2	56,2	8,2	16,0	19,7

Abreviações: RP (Resistência do solo à penetração em MPa); K (Condutividade hidráulica em solo saturado em cm/s); U (Umidade volumétrica em %); T (Temperatura em °C); CE (Condutividade elétrica em uS/cm²); Ds (Densidade em mg/m⁻³); PT (Porosidade total em cm³ cm⁻³); Micro (Microporosidade em cm³ cm⁻³) Macro (Macroporosidade em cm³ cm⁻³);

Fonte: Autor.

Implantação do plantio em núcleos

Em novembro de 2014 foram implantados, de forma aleatória, doze núcleos de Anderson adaptados, de formato circular, com 13 mudas de espécies nativas cada, sob espaçamento de 1 m entre plantas e de no mínimo 10m entre núcleos (Figura 3). Cada núcleo ocupou aproximadamente 12,5 m².

Figura 3- Aspecto de um núcleo após o plantio das mudas em novembro de 2014 em área de mineração de argila abandonada, no município de Guaíba, RS.



Fonte: Autor.

Foram utilizadas mudas de 8 espécies diferentes e não foi seguido nenhum arranjo de espécies específico, sendo que todas as espécies utilizadas (Tabela 3) estavam presentes em todos os núcleos. O grupo sucessional foi classificado de acordo com Swaine e Whitmore (1988), a estratégia de dispersão foi determinada de acordo com classificação de van der Pijl (1982) e o porte das mudas de acordo com (OLIVEIRA-FILHO et al., 1994).

Tabela 3 - Espécies florestais utilizadas nos plantios em núcleo na área do estudo e respectivas famílias, grupo sucessional (GS), porte e estratégia de dispersão.

Família	Nome científico	Nome popular	GS*	Porte	Estratégia de dispersão
Fabaceae	<i>Bauhinia forficata</i> Link	Pata-de-vaca	P	Médio	Autocoria
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Chá-de-bugre	TS	Médio	Zoocoria
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro	DL	Emergente	Anemocoria
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottshling & J.E.Mill.	Guajuvira	DL	Emergente	Anemocoria
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Camboatá-vermelho	TS	Médio	Zoocoria
Fabaceae	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	Maricá	P	Médio	Anemocoria
Fabaceae	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Angico-vermelho	DL	Emergente	Autocoria
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeira-vermelha	P	Médio	Zoocoria

Onde: P= pioneira, DL= dependente de luz e TS= tolerante à sombra

Fonte: Autor

As mudas foram escolhidas por serem nativas da fitofisionomia regional e por haver disponibilidade de mudas de maior porte (≥ 1 m de altura) e rusticidade. Todas as mudas foram cedidas pelo viveiro da CMPC Celulose Riograndense com 12 meses de idade.

Na preparação da área para o plantio foram abertas covas de 40 cm x 40 cm x 40 cm, com um motocoveador. Foi realizada uma aplicação de hidrogel (concentração de 5 g/l, com aproximadamente 1,5 litro do produto por muda), adubação de base com fertilizante *Basacote Plus* (16+8+12), sendo aplicado 100 g de adubo por cova. A adubação de base não foi recomendada para cultura específica baseando-se nos resultados das análises químicas, pois essas foram feitas posteriormente ao plantio. Ainda foi realizada, em um raio de 50 cm ao redor das mudas a cobertura do solo com serragem, a fim de aumentar a retenção de umidade.

Cada indivíduo foi identificado com placa de alumínio para posterior acompanhamento das variáveis dendrométricas ao longo do monitoramento.

Coleta e análise de dados

O período total de monitoramento foi de trinta meses, sendo efetuadas seis medições semestrais entre novembro de 2014 e maio de 2017. As mudas foram implantadas com 12 meses de idade e o primeiro levantamento das variáveis foi efetuado no momento do plantio. Desta forma, avaliou-se o crescimento considerando a idade das mudas, sendo aos 12 meses (momento do plantio), 18 meses, 24 meses, 30 meses, 36 meses e, por fim, com 42 meses (dois anos e meio após o plantio).

Em cada monitoramento foram coletados e registrados os dados referentes às variáveis diâmetro à altura do solo (DAS), altura total (H) (da base do caule principal até o topo da planta onde houvesse material vegetal vivo, desconsiderando a parte aérea que porventura estivesse seca, sem a constatação de fluxo de seiva ou quebrada) e diâmetro de copa (maior medida longitudinal da copa e outra perpendicular a esta).

Verificou-se o comportamento do crescimento das variáveis DAS e H em função do tempo através de Regressão Linear Logarítmica ($y=b_0+b_1\ln(x)$), para cada espécie, com o uso da extensão Action para o programa computacional Microsoft Excel 2010, que também forneceu o coeficiente de determinação (R^2).

Para o cálculo da área de copa foi utilizada a fórmula da elipse:

$$Ci = \pi \cdot [(L1+L2)/4]^2$$

Onde: Ci = área da projeção individual da copa (m^2); L1 = comprimento da maior linha longitudinal da copa; L2 = comprimento da maior linha perpendicular à da copa;

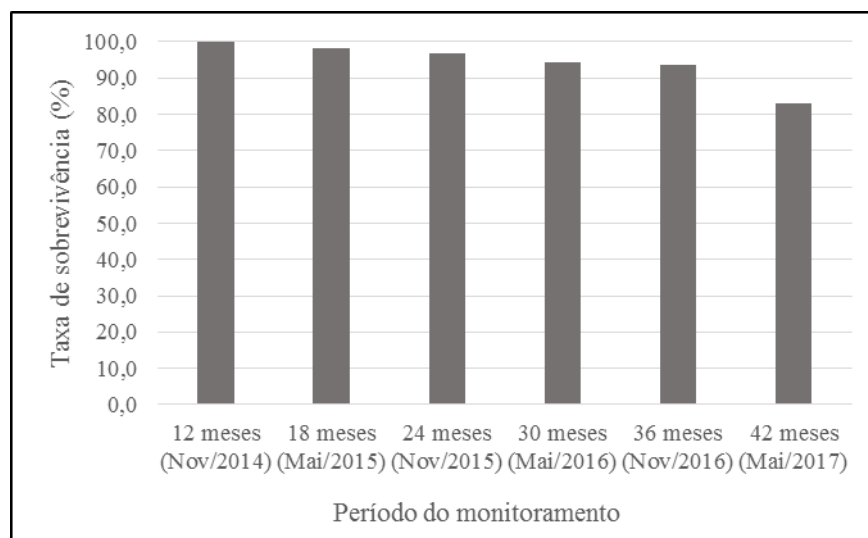
Os dados relativos à área de copa foram submetidos a testes de normalidade de Shapiro-Wilk e Anderson-Darling e por não apresentarem distribuição normal tiveram seus valores médios analisados pelo teste de Kruskal-Wallis a 5% de probabilidade de erro (FILHO et al., 2001).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Sobrevivência

As taxas de sobrevivência gerais, quando analisadas em cada período de monitoramento, revelam um bom resultado. Até os 36 meses as mudas apresentaram sobrevivência superior a 90% e somente no último monitoramento essa taxa caiu para níveis próximo aos 80% (Figura 4).

Figura 4 – Taxa de sobrevivência geral, considerando todas as espécies plantadas, ao longo de cada período de monitoramento em área de mineração no município de Guaíba, RS.



Fonte: Autor

Os valores de sobrevivência para cada espécie também foram elevados, sendo que *Cordia americana* e *Mimosa bimucronata* apresentaram 100% de sobrevivência durante todo o período de monitoramento (Tabela 4).

Tabela 4 – Porcentagens de sobrevivência por espécie ao longo de cada período de monitoramento em área de mineração no município de Guaíba, RS.

		% de mudas sobreviventes					
Espécies	Período	12 meses (Nov/2014)	18 meses (Mai/2015)	24 meses (Nov/2015)	30 meses (Mai/2016)	36 meses (Nov/2016)	42 meses (Mai/2017)
<i>Bauhinia forficata</i>		100	100	95	85	80	20
<i>Casearia sylvestris</i>		100	100	100	95	95	95
<i>Cedrela fissilis</i>		100	95,2	95,2	90,5	90,5	90,5
<i>Cordia americana</i>		100	100	100	100	100	100
<i>Cupania vernalis</i>		100	100	100	100	100	89,5
<i>Mimosa bimucronata</i>		100	100	100	100	100	100
<i>Parapiptadenia rigida</i>		100	100	100	100	100	85
<i>Schinus terebinthifolius</i>		100	90,5	85,7	85,7	85,7	85,7
Total de mudas vivas a cada semestre		160	157	155	151	150	133

Fonte: Autor

Ao contrário do comportamento das demais espécies, *Bauhinia forficata* apresentou um drástico decréscimo em sobrevivência no último monitoramento. Tais resultados são evidenciados pela debilidade das mudas dessa espécie no local, uma vez que as mesmas já apresentavam sinais visíveis de estresse ao longo do monitoramento (Figura 5). Apesar de ser uma espécie comumente indicada para projetos de restauração devido à sua plasticidade ambiental (CARVALHO, 2006; LORENZI, 2002), pode-se inferir que *B. forficata* apresentou baixa sobrevivência devido à severidade das condições ambientais, principalmente devido ao substrato composto por saprolito exposto, que limita o crescimento do sistema radicular.

Figura 5 - Sinais de debilidade e morte das mudas de *Bauhinia forficata*. À esquerda, muda com 18 meses de idade, um semestre após o plantio e à direita, a mesma muda com 42 meses, passados dois anos e meio do plantio.



Fonte: Autor.

O bom desempenho em sobrevivência de *M. bimucronata* se relaciona com as características ruderais da espécie, como plasticidade de ocorrência em amplas faixas de temperatura, altitude, regimes hídricos e o fato de ser uma fixadora de nitrogênio (CAMPÊLO; CAMPÊLO, 1970). Espécies leguminosas arbóreas são indicadas na recuperação de áreas drasticamente alteradas por processos de mineração, obtendo sucesso no seu estabelecimento, como é o caso de *M. bimucronata*, a qual apresenta altas taxas de sobrevivência quando comparada à outras espécies em revegetação de áreas mineradas (ASSIS et al., 2011).

Apesar de *C. americana* ter apresentado uma taxa de sobrevivência de 100%, esta não demonstrou uma adaptação adequada à área de estudo, uma vez que a maioria de seus indivíduos apresentaram baixa emissão de folhas e secamento das ponteiros.

Salienta-se que, apesar do resultado positivo, quanto as taxas gerais de sobrevivência, a maioria dos indivíduos plantados apresenta sinais visíveis de senescência, como secamento das ponteiros, diminuição do número de folhas e emissão de brotações a partir da base, indicando que futuramente estes indivíduos podem vir a morrer, ou estagnarem o processo de crescimento (Figura 6).

Figura 6 - Mudanças de *Casearia sylvestris* com secamento das ponteiros e emissão de brotação na base do caule. Sinais de senescência apresentados aos 42 meses.



Fonte: Autor.

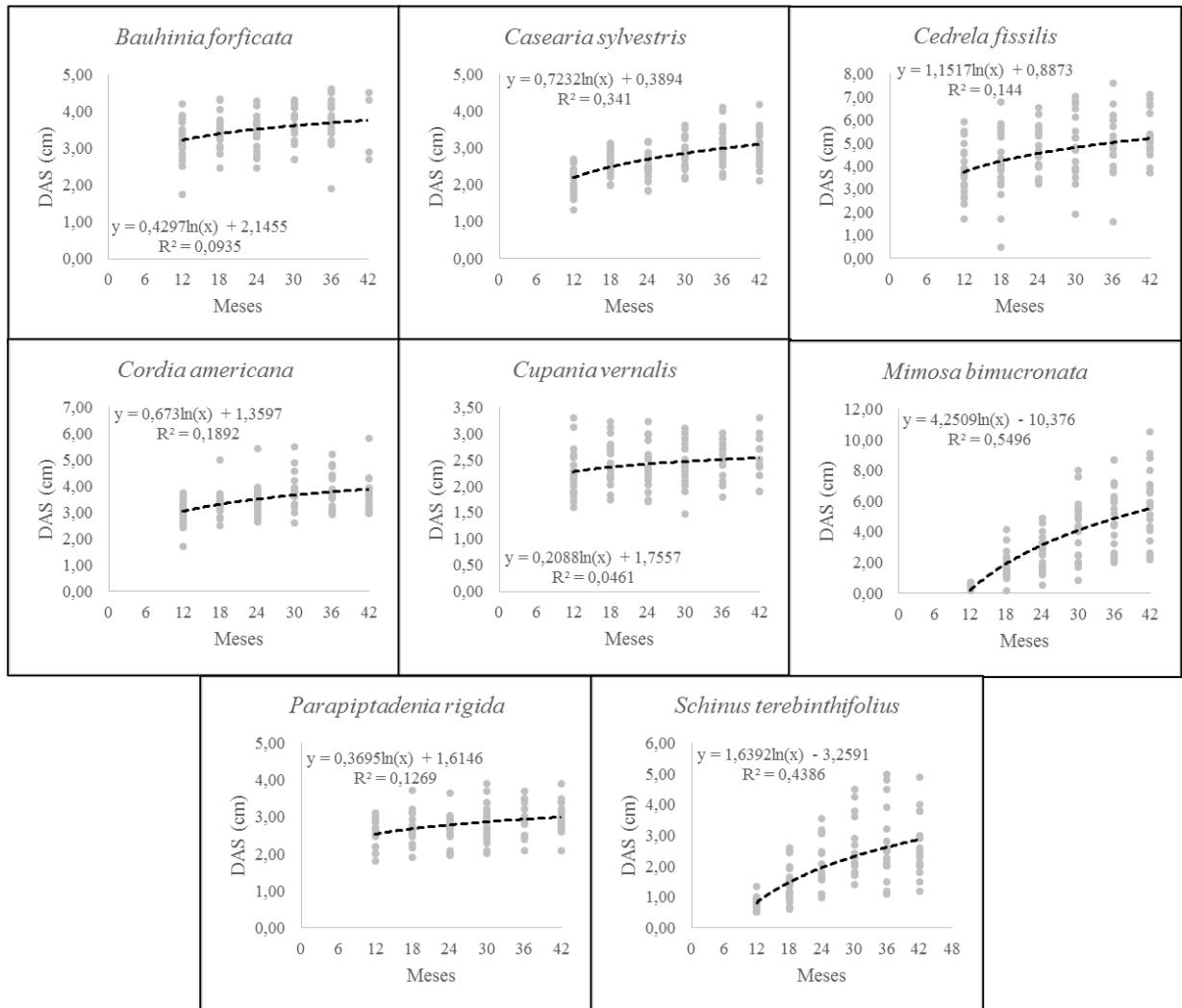
Tal situação pode ser reflexo das condições desfavoráveis do solo em relação às características químicas (Tabela 1). O substrato saprolítico da área de estudo apresenta baixos teores de matéria orgânica, fósforo e cálcio, e baixa saturação por bases, além de apresentar pH ácido e alta saturação por alumínio. Sabe-se que as causas da baixa capacidade produtiva dos solos ácidos podem estar relacionadas à atuação isolada ou combinada de diversos fatores, como fitotoxicidade e/ou a deficiência de alguns nutrientes (FURTINI NETO et al., 2005). Uma vez que as espécies florestais nativas reagem de forma diferenciada à acidez e disponibilidade de nutrientes (SILVA et al., 1997), a ocorrência de solos ácidos e/ou com baixos níveis de fertilidade são entraves que prejudicam a absorção de nutrientes e dificultam o estabelecimento das mudas em condições de campo.

Convém lembrar que o substrato em questão consiste em um saprolito de origem granítica, com elevado conteúdo de quartzo (STRECK et al., 2008) que, devido à variação na intensidade do intemperismo, apresenta diferentes graus de limitação ao crescimento de raízes e à circulação de água (PEDRON, 2007; STÜRMER, 2008). O saprolito pode apresentar teores mais elevados de minerais primários alteráveis do que os horizontes suprajacentes, constituindo importante reserva de nutrientes, especialmente K^+ , o que corrobora com o resultado encontrado no presente estudo quanto aos teores deste elemento (OLIVEIRA, 2017).

Variáveis dendrométricas

Considerando o desenvolvimento do DAS entre os 12 e 42 meses, as curvas de crescimento demonstram que *B. forficata*, *C. sylvestris*, *C. americana*, *C. vernalis* e *P. rigida* obtiveram os piores desempenhos dentre as espécies testadas, com crescimento abaixo de 1 cm em DAS. Já *S. terebinthifolius* e *C. fissilis* obtiveram crescimento maior, em média 2 cm considerando o mesmo período. E o destaque positivo foi *M. bimucronata* que apresentou crescimento em DAS de aproximadamente 5 cm no período monitorado de dois anos e meio (Figura 7).

Figura 7 – Curvas de crescimento em Diâmetro à Altura do Solo (DAS) no período de monitoramento das espécies nativas plantadas em núcleos em área de mineração no município de Guaíba, RS. Valores estimados por regressão linear logarítmica.



Onde: R^2 = coeficiente de determinação

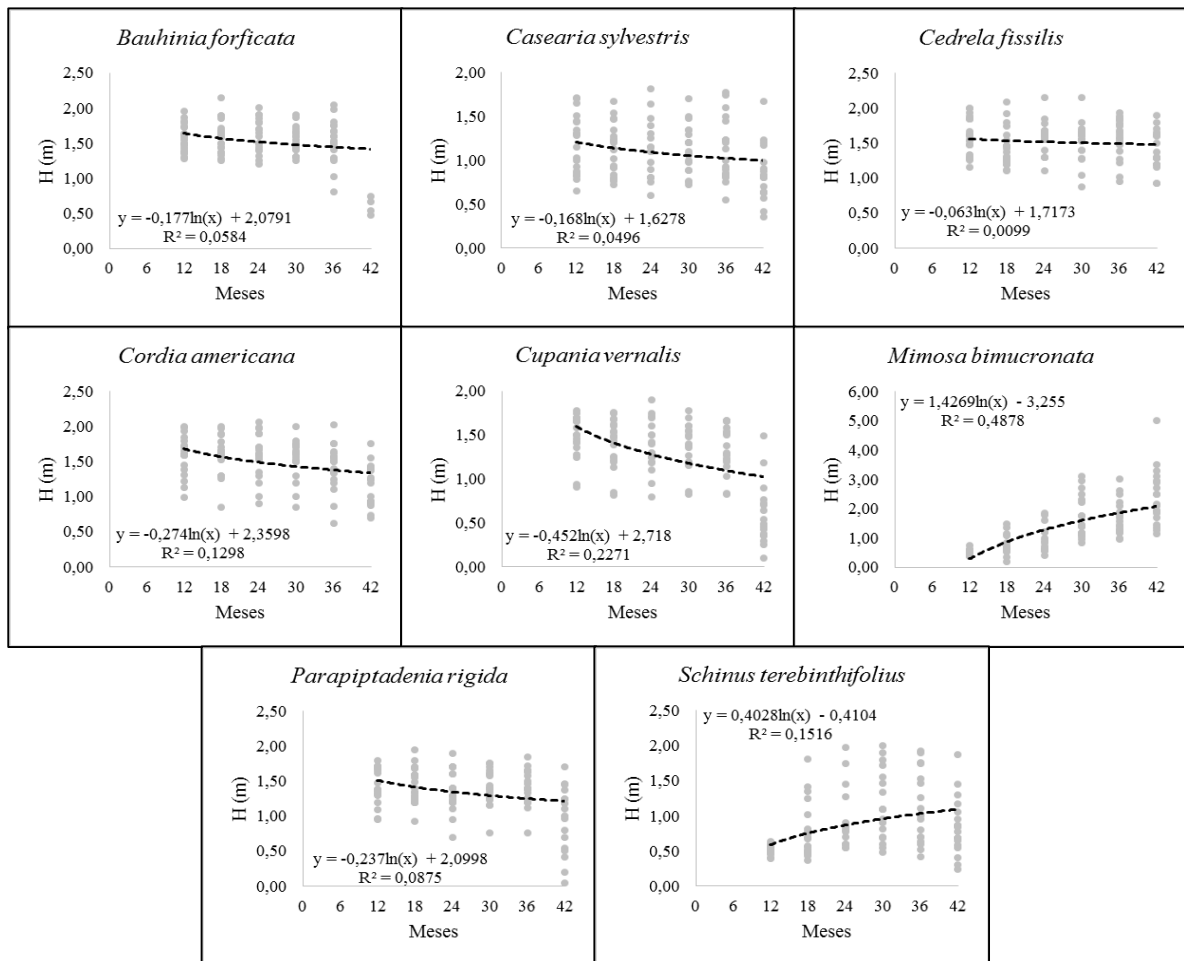
Fonte: Autor

A variação de crescimento entre espécies e dentro da mesma espécie é esperada, pois cada uma possui demandas ecológicas distintas e seus indivíduos respondem diferentemente aos estímulos do ambiente (VENTUROLI et al., 2011). As diferenças encontradas entre o padrão de incremento em DAS podem ser atribuídas ao ritmo intrínseco de crescimento de cada espécie e à variabilidade genética de cada indivíduo (SOARES et al., 2008).

Assim como no presente estudo, *Schinus terebinthifolius* tem demonstrado ser uma espécie com desenvolvimento superior em áreas degradadas pela mineração e sob processo de restauração (ROCHA-NICOLEITE, 2013; RESENDE et al., 2015). A espécie também se sobressaiu às demais quando testada em ambientes degradados por mineração de argila após a reconfiguração do solo e reconstrução das camadas superficiais (CHIAMOLERA et al., 2011; SCHEER, et al., 2017). *S. terebinthifolius* obteve bons resultados de crescimento em relação à maioria das espécies, podendo o seu desenvolvimento estar atrelado à rusticidade, uma vez que possui facilidade de se desenvolver em área com inundações periódicas e apresenta crescimento rápido nos primeiros anos de vida, a ponto de se desenvolver em áreas secas e pobres em nutrientes (MIELKE et al., 2005, CARON, 2007).

Através das curvas estimadas pela regressão para a variável altura (Figura 8) é possível analisar que a maioria das espécies obtiveram taxas negativas ao longo do período monitorado, estando grande parte dessas, com altura menor aos 42 meses do que no momento da implantação. Apenas para *M. bimucronata* e *S. terebinthifolius* foi possível observar um crescimento positivo em relação à altura.

Figura 8 – Curvas de crescimento em Altura (H) no período de monitoramento das espécies nativas plantadas em núcleos em área de mineração no município de Guaíba, RS. Valores estimados por regressão linear logarítmica.



Onde: R^2 = coeficiente de determinação

Fonte: Autor

Os dados apresentam alta variabilidade para esta variável, sendo assim, as equações estimadas para as espécies possuem coeficientes de determinação baixos, que explicam no máximo 50% da variação dos dados. Tais variações geraram oscilações negativas no crescimento em altura, que podem ser explicadas por fatores como: a entrada eventual e indesejada de gado na área do estudo¹ causando injúrias mecânicas ao predarem as mudas, perda da dominância apical e do vigor das mudas, bem como o sítio limitante sobretudo em relação à fertilidade e compactação do solo.

Embora na caracterização do solo não tenham sido avaliados os micronutrientes, pode-se inferir que os seus teores também estejam baixos, pois o complexo sortivo tem poucas

¹ A área foi isolada dos fatores degradantes antes da implantação das técnicas nucleadoras com cerca de arame, porém os mesmos foram danificados, furtados ou retirados, fazendo com que o gado adentrasse na área em várias ocasiões durante o monitoramento.

condições de adsorver os elementos nutrientes e deixá-los disponíveis às plantas (TROEH; THOMPSON, 2007)

A partir dos 24 meses foi possível verificar que as espécies *B. forficata*, *C. sylvestris* e *C. americana* apresentaram bifurcação, secamento das ponteiros, quebras e rebrota nas porções inferiores.

As mudas de *Cedrela fissilis* apresentaram caules quebrados com sinais de apodrecimento e sem o broto terminal, típicos sintomas visuais do ataque da broca-do-cedro (*Hypsipyla grandella*). Isso faz com que a medula da planta seja afetada e a emissão de novas brotações prejudicam a forma retilínea do tronco e, por consequência, o crescimento em altura (LUNZ et al., 2009). Existem relações do ataque de brocas e serradores à *C. fissilis* com o nível de sombreamento e com a densidade de plantas em área de ocorrência natural, sendo que é relatado menor incidência desta praga quando há níveis maiores de sombreamento (PEREIRA et al., 2016, BORGES, 2017).

Cedrela fissilis ocorre principalmente em solos profundos e úmidos, bem drenados e com textura argilosa a areno-argilosa. Solos rasos ou com camadas de pedras e áreas de lençol freático superficial não são favoráveis ao seu desenvolvimento (CARVALHO, 2005). Tal característica pode ser considerada uma das causas para o crescimento lento e para a perda de vigor das mudas resultando em aumento do estresse das plantas tornando-as mais atrativas ao ataque da broca-do-cedro.

B. forficata também não obteve bom crescimento na área e aos 42 meses apresentou baixas taxas de sobrevivência em relação às demais (Tabela 4). Esta espécie é muito plástica quando se trata de solo, ocorrendo em quase todos os tipos, porém, preferindo os profundos, permeáveis e de boa fertilidade química (COSTA, 1971). Portanto, pode-se atrelar a sua alta mortalidade às condições adversas do solo, tanto químicas quanto físicas.

Em relação ao grupo sucessional, observa-se que o crescimento das espécies pioneiras *M. bimucronata* e *S. terebinthifolius* foi maior, com exceção de *B. forficata*, corroborando com outros estudos que também demonstram tendência de maior taxa de crescimento das espécies pioneiras (RONDON, 2002; LELES et al., 2011). Já as espécies não pioneiras cresceram menos, mesmo havendo maior probabilidade de sombreamento inicial para o seu desenvolvimento (BUDOWSKI, 1965). Como as mudas foram expostas ao pleno sol, acabaram não investindo tanto no seu crescimento em altura quando comparado ao diâmetro, por não ter havido competição por luz, o que induz o crescimento em altura.

A deficiência nutricional evidenciada pela análise química do solo (Tabela 1) e as condições físicas do saprolito exposto, relacionadas, principalmente, à resistência à

penetração (RP= 3,7 Mpa, Tabela 2), provavelmente estão relacionadas ao baixo desempenho da maioria das espécies. A resistência do solo à penetração aumenta com a compactação do mesmo, podendo ser restritiva ao crescimento radicular quando assumir valores acima de 3,0 MPa (GRANT; LAFOND, 1993).

A densidade do solo é outra variável importante, sendo considerada uma medida quantitativa direta da compactação (MACHADO, 2003). Para o presente estudo, o valor de densidade foi de 1,46 mg/cm³ (Tabela 2), maior que o valor mínimo indicado para a condução da revegetação em solos minerados sem vegetação (Ds= 1,14 mg/cm³) (ALMEIDA; SANCHÉZ, 2015), o que indica que o grau de compactação da área também pode estar afetando o desenvolvimento das plantas. A compactação também reduz a infiltração da água no solo, aumenta a suscetibilidade à erosão (SECCO et al., 2004) e ocasiona redução da aeração, fatos que afetam diretamente o crescimento de raízes e indicam solos altamente degradados (REINERT, 1998). Sapolitos com valores de resistência à penetração elevados e, conseqüentemente, com densidade alta, podem ocasionar severas limitações ao sistema radicular das plantas (OLIVEIRA, 2017).

Tais resultados demonstram que espécies com exigências específicas devem ser evitadas em áreas com níveis drásticos de degradação do solo, seja pela falta de fertilidade ou pelas condições físicas desfavoráveis.

Injúrias mecânicas causadas pelo gado podem se associar a essas causas. A partir de seis meses após o plantio foi observado, no momento dos levantamentos, o gado se alimentando das mudas, sendo que tais eventos ocorreram frequentemente durante o período de monitoramento. *B. forficata*, que obteve tendência negativa do crescimento em altura (Figura 3), teve suas folhas e ramos jovens predados pelo gado, o que era facilitado pela altura das folhas, de fácil alcance aos animais. Além disso, a espécie é considerada uma excelente forrageira arbórea, rica em proteína e em hidratos de carbono, sendo que as suas folhas apresentam 15,5% de proteína bruta (GOMES, 1977).

Desenvolvimento da área de copa de *Mimosa bimucronata*

A área de copa foi analisada somente para *Mimosa bimucronata*, por ser a única espécie que apresentou incremento da copa e possibilidade de coleta dos dados durante todo o monitoramento. A mensuração desta variável para as demais espécies não foi possível devido à irregularidade no desenvolvimento das copas.

No decorrer do primeiro ano de monitoramento, procedeu-se a coleta de dados do diâmetro de copa das mudas para posterior cálculo da área de copa. No entanto, algumas

espécies apresentaram uma considerável perda de vigor, resultante da combinação de condições edafoclimáticas de sítio e distúrbios ocasionados pela entrada de gado (Figura 9). Tal situação impossibilitou o levantamento desta variável para todas as espécies.

Figura 9 - À esquerda, muda de *Cordia americana* aos 18 meses e à direita, a mesma muda com as pontas secas e poucas brotações somente no terço inferior aos 42 meses. Sem desenvolvimento de copa característica da espécie.



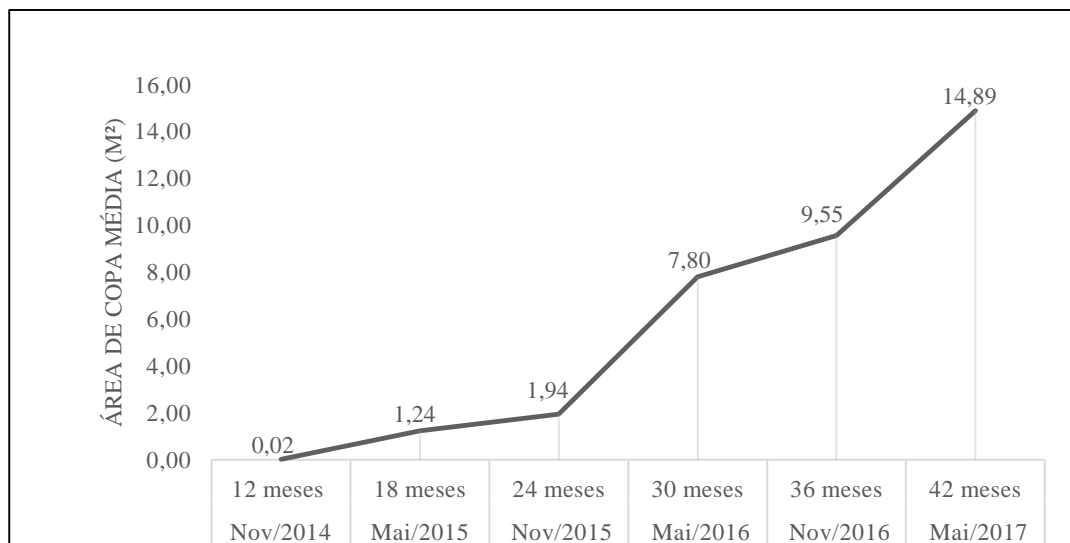
Fonte: Autor.

Sabe-se que crescimento da parte aérea das plantas está intimamente ligado ao crescimento do sistema radicular. Solos com reduzidos estoques de nutrientes e água apresentam produção de biomassa aérea inferior quando comparada à produção em solos férteis, devido à maior alocação de fotoassimilados nas raízes (GONÇALVES; MELLO, 2005).

Além disso, o grau de compactação do solo pode afetar a parte aérea das espécies, diminuindo-lhes a área foliar e, conseqüentemente, a área de copa (BEEMSTER et al., 1996). Mesmo em estudos cujos valores de RP são considerados intermediários, ou seja, com solos menos compactados, há relação do baixo desenvolvimento da área de copa (RESENDE et al. 2015). Na área de estudo, o valor de resistência à penetração foi considerado alto (Tabela 2), e possivelmente interferiu no desenvolvimento das mudas, fazendo com que estas apresentassem um déficit no crescimento de suas copas.

A média de área de copa para *M. Bimucronata* quando as mudas tinham 12 meses era de 0,02 m² e, ao longo do monitoramento, houve um expressivo incremento (Figura 10), sendo os indivíduos dessa espécie responsáveis pela criação de um dossel nos núcleos, modificando a paisagem da área. A Figura 10 mostra que aos 42 meses a média de área de copa das mudas alcançou valores próximos a 15 m², área esta que por si só é maior que a área ocupada por um núcleo, incluindo todos os 13 indivíduos implantados.

Figura 10 – Valores médios de área de copa da espécie *Mimosa bimucronata* em relação a idade das mudas no período de monitoramento em área de mineração no município de Guaíba, RS



Fonte: Autor

O teste de comparação de médias indicou que a diferença entre crescimento de área de copa aumentou gradativamente com a idade das mudas (Tabela 5). A partir dos 24 meses as mudas já apresentaram diferença significativa em área de copa se comparadas aos 12 meses, no início do monitoramento. Este fato indica que a partir do primeiro ano na área a espécie já possui elevada área de copa, duplicando o valor médio de seus indivíduos a cada semestre.

Tabela 5 – Médias de área de copa de *Mimosa bimucronata* referente à idade das mudas e período de monitoramento correspondente em área de mineração no município de Guaíba, RS.

	Idade das mudas e período de monitoramento correspondente					
	12 meses	18 meses	24 meses	30 meses	36 meses	42 meses
	Nov/2014	Mai/2015	Nov/2015	Mai/2016	Nov/2016	Mai/2017
Área de copa (m²)	0,02a	1,24ab	1,94bc	7,80cd	9,55d	14,89d

Onde: Médias seguidas por letras iguais não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Kruskal-Wallis em nível de 5% de probabilidade de erro para a variável área de copa (m²).

Fonte: Autor

Ao final do monitoramento, a soma da área de copa de todos os indivíduos de *M. bimucronata* foi de 282,85 m². Este número é significativamente superior quando comparado à área total de plantio inicialmente ocupada pelos 12 núcleos, que era de aproximadamente 150 m². Desta forma, a cobertura do solo foi amplamente favorecida pela copa formada pela espécie, aumentando a área de influência dos núcleos (Figura 11).

Figura 11 - À esquerda, área do núcleo logo após o plantio, em novembro de 2014 e à direita, o mesmo núcleo aos 42 meses, em maio de 2017, com nítida expressão da copa de *Mimosa bimucronata*.



Fonte: Autor.

M. bimucronata é uma leguminosa de hábito arbustivo característica do Rio Grande do Sul, com valor ecológico agregado, sendo considerada uma espécie apropriada para o reflorestamento em áreas degradadas (REITZ et al., 1988).

Tal característica torna *M. bimucronata* uma das espécies mais promissoras a serem utilizadas em áreas com necessidade de recobrimento rápido do solo. Assim como no presente

estudo, a espécie é citada como uma das que se desenvolve mais rapidamente em plantios, tanto em área de copa quanto em altura (NAVE, 2005).

Espécies que se destacam na cobertura de copa se mostram potencialmente favoráveis para a restauração de áreas degradadas por mineração, pois proporcionam rápida cobertura do solo, promovem um avanço no processo de regeneração natural, formam uma barreira ao desenvolvimento de gramíneas invasoras e protegem o solo de processos erosivos (SILVA et al., 2016). Do ponto de vista ecológico, a cobertura de copas está relacionada com mudanças na estrutura do ecossistema e no microclima e merece destaque entre os parâmetros estruturais a serem avaliados nos reflorestamentos, pois influencia a entrada de luz, proporciona diferentes níveis de umidade do ar e do solo e reduz o impacto direto da chuva no solo (MELO et al., 2007; ENGEL; PARROTTA, 2008). Essas melhorias microclimáticas possibilitam melhores condições para germinação e estabelecimento de novas espécies vegetais.

Foi possível observar a formação de micro-habitats abaixo da projeção de copa de *M. bimucronata*, perceptível pela maior cobertura herbácea. Também foram registradas plântulas de espécies arbustivas e arbóreas abaixo das copas de *M. bimucronata*. Tais observações demonstram seu potencial como facilitadora da sucessão, tornando-a uma espécie tipicamente nucleadora (BITENCOURT et al., 2007).

No momento da implantação, os núcleos foram alocados em áreas onde o substrato estava exposto, sem qualquer espécie agregada. Aos 42 meses de idade os indivíduos de *M. bimucronata* estavam exercendo de forma dominante a conectividade e cobertura de sete dos doze núcleos implantados. Além da composição inicial, com as mudas plantadas, nestes núcleos pôde ser observada a ocorrência de espécies associadas como *Baccharis* sp., *Miconia* sp., *Dodonea viscosa*, dentre outras, aumentando o recobrimento do solo por regeneração espontânea.

Estudos que testaram a eficiência nucleadora de *M. bimucronata* em áreas de mineração de carvão em Santa Catarina demonstraram que a mesma se associa com aproximadamente 11 espécies abaixo de sua copa (BITENCOURT et al., 2007). No presente estudo, assim como encontrado pela referida autora, também foi constatado a relação entre *M. bimucronata* e *Baccharis dracunculifolia*, espécie esta que pode ser considerada promotora de encontros interespecíficos com a avifauna, o que explica o alto número de indivíduos registrados em sua maior parte sob as copas de *M. bimucronata* que ainda serve de poleiro para as aves. Além de atuar como poleiro para a avifauna essa regeneração natural fica

protegida do pisoteio do gado, já que *M. bimucronata* possui acúleos em seus ramos e caules que inibem a ação predatória dos bovinos.

As espécies leguminosas têm-se destacado na melhoria das condições do solo na revegetação de áreas degradadas, principalmente pela capacidade de se associar às bactérias diazotróficas, transportar ao horizonte superficial nutrientes das camadas mais profundas do perfil do solo e ter serapilheira de baixa relação C/N, propiciando uma melhor eficiência na ciclagem de nutrientes (FRANCO; FARIA, 1997). *M. bimucronata* apresenta nodulação espontânea (PATREZE, 2003), associando-se com fungos micorrízicos arbusculares e *Rhizobium* (MASCHIO et al., 1997). O fato da espécie ter se destacado na área de estudo torna-se um fator positivo do ponto de vista edáfico, uma vez que suas características podem favorecer a ciclagem de nutrientes na área e o aporte de matéria orgânica.

Foi possível observar a intensa emissão de raízes por *M. bimucronata*, fato esse que também é muito importante para a melhoria das condições físicas do solo. As raízes das árvores atuam na formação de bioporos e na estabilização da estrutura do solo, principalmente nas camadas superficiais, onde há maior densidade de raízes e maior atividade biológica (LAURINDO et al., 2009).

Em áreas com substratos suscetíveis e com cobertura deficiente é imprescindível o desenvolvimento de camada vegetal, seja rasteira ou formada por copas de indivíduos arbóreos, pois isso proporciona aumento na interceptação da chuva, redução no escoamento superficial e nos processos erosivos (BRANCALION et al., 2015).

Os núcleos na área de estudo significam novas configurações na conformação vegetacional, dando início ao processo de sucessão florestal e de cobertura do substrato antes exposto. A expansão, sobretudo horizontal, proporcionada pelas copas de *M. bimucronata* dentro de 30 meses de monitoramento é um bom indicativo de que esta espécie demonstra potencial em se adaptar ao local e futuramente interligar núcleos de vegetação aos fragmentos florestais adjacentes, recompondo a paisagem local.

CONCLUSÃO

O plantio de mudas em saprolito exposto por mineração não é a técnica mais indicada, devido às restrições físicas e químicas do substrato.

Caráter pioneiro e rusticidade são as características mais importantes na seleção de espécies para plantios em ambientes com degradação extrema em nível abiótico. Duas

espécies com essas características, *Mimosa bimucronata* e *Schinus terebinthifolius* podem ser indicadas para essas condições e para essa região.

A projeção de copa é uma variável importante para o monitoramento de projetos de restauração ecológica, uma vez que se relaciona com o recobrimento do solo e permite a facilitação no estabelecimento de novas espécies de diferentes formas de vida.

Portanto, para que projetos envolvendo plantios em núcleos obtenham êxito em áreas de mineração abandonada é preciso preconizar, em um primeiro momento, o plantio de espécies pioneiras, rústicas, de crescimento rápido e com o maior número de atributos funcionais para assim desencadear a sucessão ecológica.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, R. O. P. O.; SÁNCHEZ, L. E. Indicadores da Qualidade do Substrato para Monitoramento de Áreas de Mineração Revegetadas. **Floram**, v. 22 (2), 153-163. 2015.
- ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L. de M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v.22, p.711-728, 2013.
- ALVES, M.C.; NASCIMENTO, V.; SOUZA, Z.M. Recuperação de área de empréstimo usada para construção de hidrelétrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.8, p. 887-893, 2012.
- ASSIS, I. R.; DIAS, L. E.; ABRAHÃO, W. A. P; RIBEIRO JUNIOR, E. S.; MELLO J. W. Cover layers to the growth of trees and shrubs over a sulfide spoil from gold mining. **Revista Árvore**, v.35, n.4, p.941-947, 2011.
- BECHARA, F. C. et al. Unidades Demonstrativas de Restauração Ecológica através de Técnicas Nucleadoras de Biodiversidade. **Revista Brasileira de Biociências**, v.5, s.1, p.9-11, 2007.
- BEEMSTER, G. T. S.; MASLE, J; WILLIAMSON, R. E.; FARQUHAR, G. Effects of soil resistance to root penetration on leaf expansion in wheat (*Triticum aestivum* L.): Kinematic analysis of leaf elongation. **Journal of Experimental Botany**, v.47, p.1663-1678, 1996.
- BERGAMASCHI, H.; GUADAGNIN, M. R.; CARDOSO, L. S.; SILVA, M. I. G. da. **Clima da Estação Experimental da UFRGS (e Região de Abrangência)**. Porto Alegre: UFRGS, 2003.
- BERGAMASCHI, H. et al. Boletins Agrometeorológicos da Estação Experimental Agronômica da UFRGS: Série Histórica 1970-2012. Porto Alegre: UFRGS, 2013.
- BISSANI, C. A.; GIANELLO, C.; TEDESCO, M. J.; CAMARGO, F. A. O. **Fertilidade do solo e manejo da adubação das culturas**. Porto Alegre: Gênese, 328 p. 2004.
- BITENCOURT, F., ZOCHE, J. J., COSTA, S. POLLIANA ZOCHE DE SOUZA P. Z., MENDES, A. R. Nucleação por *Mimosa bimucronata* (DC.) O. Kuntze em Áreas Degradadas pela Mineração de Carvão. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, supl. 1, p. 750-752, 2007.

- BLAKE, G. R.; HARTGE, K. H. Bulk density. In: KLUTE, A. **Methods of soil analysis: Physical and mineralogical methods**. 2nd. Madison, American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, p. 363-375, 1986.
- BORGA, T.; CAMPOS, R. F. F. Proposta de recuperação de uma área degradada pela atividade de extração de basalto no município de Caçador, Santa Catarina. **Revista Geonorte**, v.8, p.23-37, 2017.
- BORGES, R. Influência da cobertura sobre o desenvolvimento e compostos secundários da espinheira-santa, erva-mate e cedro-rosa e na Incidência da broca-do-cedro em sistemas agroflorestais. 2017. 112 p. Tese (Doutorado em produção vegetal). Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC 2017.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.
- BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional progresses. Turrialba, **San José**, v.15, p.40-42, 1965.
- CAMPELLO, E. F. C.; FRANCO, A. A.; FARIA, S. M. Aspectos ecológicos da seleção de espécies para sistemas agroflorestais e recuperação de áreas degradadas. In: (ed). **Agroecologia: princípios e técnicas para uma agricultura orgânica sustentável**. Ed. Embrapa: Brasília. p. 469-481, 2005.
- CAMPÊLO, A. B. & CAMPÊLO, C. R. Eficiência da inoculação cruzada entre espécies da subfamília Mimosoideae. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 5, n. 1, p. 333–337, 1970.
- CARON, B. O. Análise de crescimento de plantas de Aroeira Vermelha no Município de Ji-Paraná-RO. **Revista da Faculdade de Zootecnia Veterinária e Agronomia**, v.14, n.1, p.1, 2007.
- CARVALHO, P. E. R. Cedro. **Circular Técnica 113**, Embrapa, Colombo, PR. 2005.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica: Colombo, PR: Embrapa Florestas, v. 2, 627 p, 2006.
- CELLIGOI, A.; SOUSA, R. V. B.; MEDEIROS, H. R.; LAMÔNICA, D.; MACHADO, A. C. Utilização do Permeâmetro de Guelph na determinação da condutividade hidráulica da zona não-saturada do aquífero freático nas imediações do lixão de Londrina – PR. **Anais... XIV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, 2006.
- CHIAMOLERA, L. B.; ANGELO, A.C.; BOEGER, M.R. Crescimento e sobrevivência de quatro espécies florestais nativas plantadas em áreas com diferentes estágios de sucessão no reservatório Iraí-PR. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 41, n. 4, p. 765-778, 2011.
- CLEMENTE, C. M. S.; LEITE, M. E. L.; PEREIRA, D. M. Estudo comparado da área de mineração no município de Itabira/MG nos anos de 1985, 1997 e 2007. **Observatorium: Revista Eletrônica de Geografia**. Uberlândia: v.5, n.13, p. 84-100, 2013.
- COSTA, O. A. *Bauhinia forficata* Link. **Leandra**, v. 5, n. 6, p. 104-106, 1971.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. Rio de Janeiro, 212 p., 1997.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, 412 p., 1999.

- ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: Tendências e perspectivas mundiais, In: KAGEYAMA, P. Y et al. (org). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008.
- FELKER, R. M.; ROVEDDER, A. P. M.; LONGHI, S. J.; ARAUJO, E. F.; STEFANELLO, M. M.; PECCATTI, A. Impact of *Bambusa tuldoidea* Munro (Poaceae) on forest regeneration. **Cerne**, v. 23 n. 2, p. 275-282, 2017
- FRANCO, A. A., FARIA, S. M. The contribution of N₂-fixing tree legumes to land reclamation and sustainability in the tropics. **Soil Biol. Biochem.** v. 9, n. 516, p. 897-903, 1997.
- FURTINI NETO, A. E.; SIQUEIRA, J. O.; CURTI, N.; MOREIRA, F. M. S. Fertilização em reflorestamentos com espécies nativas. In: GONÇALVES, J. L. M.; BENEDETI, V. (Eds.). **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba: IPEF, 2005. p. 351-383.
- GOMES, R. P. **Forragens fartas na seca**. São Paulo: Nobel, 236 p. 1977.
- GONÇALVES, J. L. M.; MELLO, S. L. M. O sistema radicular das árvores. In: GONÇALVES, J. L. M.; BENEDETI, V. **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba; IPEF. 427 p. 2005.
- 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. **Journal of Soil Science**, v. 73, p. 223-232, 1993.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Levantamento e Classificação do Uso da Terra - Uso da Terra no Estado do Rio Grande do Sul**. Relatório Técnico, 151 p. 2010. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv95891.pdf>. Acesso em: janeiro de 2018.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro. 275 p. 2012.
- LAURINDO, M. C. O.; NÓBREGA, L. H. P.; PEREIRA, J. O.; MELO, D.; LAURINDO, É. L. Atributos físicos do solo e teor de carbono orgânico em sistemas de plantio direto e cultivo mínimo. **Engenharia na agricultura**, v. 17, p. 367-374, 2009.
- LELES, P. S. S.; ABAURRE, G. W.; ALONSO, J. M.; NASCIMENTO, D. F.; LISBOA, A. C. Crescimento de espécies arbóreas sob diferentes espaçamentos em plantio de recomposição florestal. **Scientia Forestalis**, v. 39, n. 90, p. 231-239, 2011.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. 4. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 368 p. v.2. 2002.
- LUNZ, A.M.; THOMAZINI, M.J.; MORAES, M.C.B.; NEVES, E.J.M.; BATISTA, T.F.C.; DEGENHARDT, J.; SOUSA, L.A. de; OHASHI, O.S. *Hypsipyla grandella* em mogno (*Swietenia macrophylla*): situação atual e perspectivas. **Pesquisa Florestal Brasileira**, n.59, p.45-44, 2009.
- MACHADO, P. L. O. A. **Compactação de solo e crescimento de plantas - como identificar, evitar e remediar**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos; 2003. Embrapa Solos, Documentos n. 56.
- MASCHIO, L.M.A.; GAIAD, S.; CAMARGO, C.M.S.; ANDRADE, F.M.; BATTI, A.M.B. Estabelecimento de espécies florestais em substrato degradado. **Boletim de Pesquisa Florestal**, v.35, 39-48, 1997.

- MECHI, A.; SANCHES, D. L. Impactos ambientais da mineração no Estado de São Paulo. **Estudos Avançados**. São Paulo, v. 24, n. 68, p. 209-220, 2010.
- MELLO, A. H.; GAMA M. F. F.; OLIVEIRA G. F.; SILVA J. C. Diagnóstico da degradação ambiental em áreas de extração de argila em Marabá – PA. **Agroecossistemas**, v. 9, n. 1, p. 45 – 61, 2017.
- MELO, A. C. G. de; MIRANDA, D. L. C.; DURIGAN, G. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Revista Árvore**, v. 31, p. 321-328, 2007.
- MIELKE, M.S.; ALMEIDA, A. A.F.; GOMES, F.P.; MANGABEIRA, P.A.O.; SILVA, D.C. Effects of soil flooding on leaf gas exchange and growth of two neotropical pioneer tree species. **New Forests**. v.29, p.161-168. 2005.
- NAVE, A.G. **Banco de sementes autóctone e alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na Fazenda Intermontes, Município de Ribeirão Grande, SP**. Tese de doutorado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, p.231, 2005.
- OLIVEIRA, J. B. **Classificação de solos e seu emprego agrícola e não agrícola**. 17 p. Disponível em: <http://jararaca.ufsm.br/websites/dalmolin/download/textospl/classif.pdf>. Acesso em: 6 fev 17.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; VILELA, E.A.; CARVALHO, D.A. & GAVILANES M.L. Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 10, p. 483-508, 1994.
- PATREZE, C. M. **Fixação de nitrogênio e micorrização em leguminosas de mata ciliar**. 2003. 102 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas). Universidade Estadual Paulista, Rio Claro – SP. 2003.
- PEDRON, F. A. **Mineralogia, morfologia e classificação de saprolitos e Neossolos derivados de rochas vulcânicas no Rio Grande do Sul**. 2007. 160p. (Tese de Doutorado). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2007.
- PEREIRA, L. D., FLEIG, F. D., MEYER, E. A., LANZARIN, K., WOLF, K. Suscetibilidade do cedro ao ataque de pragas em Floresta Estacional Decidual. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, p. 607–614. 2016.
- PIJL, L. van der. **Principles of dispersal in higher plants**. Berlim, Springer-Verlag. 1982.
- REINERT, D. J. Recuperação de solos em sistemas agropastoris. In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V (Eds.) **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, SOBRADE, 1998. p. 163-176.
- REIS, A.; BECHARA, F.C.; TRES, D. R.; TRENTIN, B. E. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 2, p. 509-519, 2014.
- REITZ, R.; KLEIN, R.M.; REIS, A. **Projeto Madeira do Rio Grande do Sul**. CORAG, Porto Alegre. 525p. 1988.
- RESENDE, L. A., ANDRADE PINTO, L. V., dos SANTOS, E. C., SILVA, S. Crescimento e sobrevivência de espécies arbóreas em diferentes modelos de plantio na recuperação de área degradada por disposição de resíduos sólidos urbanos. **Revista Árvore**, vol. 39, no. 1, pp. 147-157. 2015.

- ROCHA-NICOLEITE et al. **Mata Ciliar: Implicações Técnicas sobre a Restauração após Mineração de Carvão**. Criciúma: SATC, 2013.
- ROLAS - Rede oficial de laboratórios de análise de solo e de tecido vegetal. Manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. 10.ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 400p. 2004.
- RONDON, E.V. Produção de biomassa e crescimento de árvores de *Schizolobium amazonicum* (Hub.) Ducke sob diferentes espaçamentos na região de mata. **Revista Árvore**, Viçosa, v.26, n.5, p.573-576, 2002.
- SCHEER, M. B.; CARNEIRO, C.; BRESSAN, O. A.; SANTOS, K. G. Crescimento inicial de quatro espécies florestais nativas em área degradada com diferentes níveis de calagem e de adubação. **Revista Floresta**, v. 47, n. 3, p. 279-287, 2017.
- SECCO, D.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M.; DA ROS, C. O. Produtividade de soja e propriedades físicas de um Latossolo submetido a sistemas de manejo e compactação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 797-804. 2004.
- SILVA, I.R.; FURTINI NETO, A.E.; CURTI, N.; VALE, F.R. Crescimento inicial de quatorze espécies florestais nativas em resposta à adubação potássica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.32, n.2, p.205-212, 1997.
- SILVA, K. A.; MARTINS, S. V.; NETO, A. M.; DEMOLINARI, R. A.; LOPES, A. T. Restauração florestal de uma mina de bauxita: avaliação do desenvolvimento das espécies arbóreas plantadas. **Floresta e Ambiente**, 23(3): p. 309-319, 2016.
- SOARES, T. N., CHAVES, L. J., TELLES, M. P. C., DINIZ-FILHO, J, A. F. & RESENDE, L. V. Landscape conservation genetics of *Dipteryx alata* (“baru” tree: Fabaceae) from Cerrado region of central Brazil. **Genética**, v. 132, p. 9-19. 2008.
- STOLF, R.; FERNANDES, J.; FURLANI NETO, V. L. **Guia do Usuário - Penetrômetro de Impacto**. KAMAQ Máquinas e Implementos AGRÍCOLAS, São Paulo, 2005.
- STRECK, E.V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R.S.D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P.C.; GIASSON, E.; PINTO, L.F.S. **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, Emater/RS, 2008. 222p
- STÜRMER, S. L. C. **Infiltração de água em Neossolos Regolíticos do Rebordo do Planalto do Rio Grande do Sul**. 2008. 105p. (Dissertação de Mestrado) Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2008.
- SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, v. 75, p. 81-86, 1988.
- TEDESCO, M. J. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: UFRGS, Departamento de Solos, Faculdade de Agronomia, 1995. 174p. (Boletim técnico, 5)
- TRES, D. R. et al. Poleiros artificiais e transposição de solo para a restauração nucleadora em áreas ciliares. **Revista Brasileira de Biociências**, v.5, s.1, p.312-314, 2007.
- TROEH, F.R.; THOMPSON, L.M. **Soil and Soil Fertility**. 6º Ed. Oxford: Wiley-Blackwell. 498p. 2007.

USDA, **Soil survey manual**. Washington, DC, USA, Soil survey Division Staff, 1993. 437p.

VENTUROLI, F.; FELFILI, J. M.; FAGG, C. W. Avaliação temporal da regeneração natural em uma floresta estacional semidecídua secundária, em Pirenópolis, Goiás. **Revista Árvore**, v. 35, n. 3, p. 473-483, 2011.

VIEIRA, D. A. **Interação de fatores ecológicos e edáficos em áreas sob processo de recuperação no Cerrado em Paracatu – MG**. 2017. 87 p. Dissertação (mestrado em Ciências Florestais). Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2017.

ZANINI, L. F. P.; PIMENTEL, G. B. **Projeto plano diretor de mineração da região metropolitana de Porto Alegre**. Mapa de cadastro mineral. Porto Alegre: CPRM, abr. 2006.

ARTIGO II – FAUNA ASSOCIADA À TRANSPOSIÇÃO DE GALHARIAS EM ÁREA MINERADA NO RIO GRANDE DO SUL

FAUNA ASSOCIATED WITH THE BRUSHWOOD TRANSPOSITION IN MINING AREA IN RIO GRANDE DO SUL

RESUMO

Em áreas mineradas onde a degradação do solo e da vegetação é drástica, muitos grupos da fauna são prejudicados e a perda de habitats faz com que eles não consigam se reestabelecer nesses locais. A técnica de transposição de galharias utiliza os preceitos da restauração ecológica e tende a criar microhabitats capazes de atrair a fauna. O presente estudo objetivou avaliar o potencial de atratividade da fauna através da transposição de galharias em uma área minerada abandonada em processo de restauração no município de Guaíba, RS. Em agosto de 2016 foram instaladas 16 pilhas de galharia, cada uma com 2 m² e 1 m de altura, em diferentes áreas que apresentavam solo exposto. A partir de levantamentos bimensais entre outubro de 2016 e agosto de 2017, foram registradas a ocorrência de grupos da fauna abaixo, no interior e ao redor das galharias. A coleta dos dados se deu por um método não destrutivo, onde a galharia era levantada por treliças de bambu e os animais eram observados e fotografados, sendo identificados no local ou posteriormente com auxílio de fotografias de alta resolução e literatura específica. Os animais foram identificados em nível de ordem e, dentro de cada ordem, separados por unidades taxonômicas. A riqueza específica foi avaliada através de curvas de rarefação. Para avaliar os valores médios do número de ordens ocorrentes em cada levantamento foi utilizado o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis. A frequência absoluta foi calculada para analisar o grau de participação das diferentes ordens identificadas ao longo do período monitorado. Foram encontradas 23 ordens, dentre insetos, aracnídeos, anfíbios, répteis, moluscos, oligoquetos e diplópodes, pertencentes em sua maioria à macro e mesofauna do solo. As ordens com maior frequência absoluta foram Anura, Araneae, Hymenoptera e Isoptera. Houve aumento no número de unidades taxonômicas encontradas a cada levantamento, havendo diferença significativa no número de ordens registradas por galharia a partir do quinto levantamento. Em um ano de implantação e monitoramento houve um aumento gradual na ocorrência de grupos da fauna associados às galharias. Esses grupos tendem a desempenhar papéis importantes na reestruturação do solo e na ciclagem de nutrientes oriundos da decomposição do material vegetal, além de favorecerem a

complexificação das cadeias tróficas. A metodologia adotada para verificar a ocorrência da fauna abaixo das galharias se mostrou satisfatória quanto aos objetivos do projeto, além de ser aplicável a projetos que necessitem formas fáceis e rápidas para a coleta de indicadores no monitoramento da técnica de restauração.

Palavras-chave: Restauração ecológica, fauna edáfica, área degradada, mineração

ABSTRACT

Degradation caused by mining results drastically in the soil and vegetation degradation, where many wildlife groups are harmed by the habitat losses, makes them unable to be reestablished in these locations. The brushwood transposition technique uses the precepts of ecological restoration and tends to create microhabitats capable of attracting wildlife. The present study aimed to evaluate the potential attractiveness of the fauna through the brushwood transposition in an area through the restoration process of an abandoned mining area in Guaíba, RS. In August 2016 16 brushwood piles, each measuring 2 m² and 1 m high, were installed in different areas that presented exposed soil. From bimonthly surveys between October 2016 and August 2017, was observed the occurrence of fauna groups under, in and around the brushwood piles. Data were collected using a non-destructive method, where the brushwood pile was raised by bamboo trellises and the animals observed and photographed, being identified without location or with information on high resolution photographs. The animals were identified at the order level and, in each order, separated by taxonomic units. Was evaluated the specific richness by rarefaction curves. To evaluate the number of fauna orders occurring in each survey was used a non-parametric Kruskal-Wallis test. The frequency was calculated to analyze the degree of participation of the different orders identified during the monitored period. Were found 23 fauna orders among insects, arachnids, amphibians, reptiles, mollusks, oligochaetes and diplopoda, most of which belong to the macro and mesofauna of the soil. The orders with greater absolute frequency were Anura, Araneae, Hymenoptera and Isoptera. There was an increase in the number of taxonomic units found in each survey, with a significant difference in number of fauna orders per brushwood pile as from the fifth survey. In a year of implementation and monitoring there was a gradual increase in the occurrence of fauna groups associated with piles. These groups play important roles in soil restructuring and in the nutrient cycling resulting from the decomposition of plant material, in addition to favoring the complexity of the food chains. The methodology used to verify the occurrence of the fauna below the brushwood was satisfactory in relation to the objectives of the project, besides being applicable to the projects that need easy and fast forms for the collection of indicators in the monitoring of the restoration technique.

Keywords: Ecological restoration, edaphic fauna, degraded area, mining

INTRODUÇÃO

O processo de mineração age de forma drástica no solo (ALBUQUERQUE et al., 2011), retirando a vegetação e expondo as camadas mais profundas do perfil. Sem qualquer cobertura vegetal e sem resiliência para propiciar que a regeneração natural se expresse, esta

atividade promove a gradual fragmentação da paisagem local (MACHI; SANCHES, 2010; CABRAL; ALBUQUERQUE, 2012).

Sendo assim, em um primeiro momento a recuperação dessas áreas baseia-se no reestabelecimento da cobertura vegetal e dos atributos químicos, físicos e biológicos do solo (OLIVEIRA FILHO et al., 2014). No entanto, somente revegetar uma área não garante a restauração, uma vez que esse processo tende a homogeneizar o ambiente e por consequência diminuir a diversidade de grupos da fauna encontrados.

A maioria dos estudos tende a avaliar tão somente o desenvolvimento da vegetação ao examinar os procedimentos de restauração ecológica (PAIS; VARANDA, 2010), sendo os estudos de restauração que abordam as comunidades da fauna ainda incipientes no Brasil (VERGÍLIO et al., 2013).

Para avaliar a qualidade ambiental de uma área em processo de recuperação ou restauração, diversos grupos da fauna podem ser utilizados como bioindicadores a fim de caracterizar um determinado habitat (SPILLER et al., 2018). Os insetos são um dos principais indicadores, pois são diversos em número de espécies e de fácil amostragem, sobretudo os insetos edáficos (ROCHA et al., 2015). Já os vertebrados e répteis são importantes, pois, sua presença em áreas em restauração indica interações interespecíficas e restabelecimento de fluxo gênico, além de possuírem grande eficiência na dispersão de sementes (CAMPOS et al., 2012).

Uma forma de promover a relação da fauna com as áreas mineradas em restauração é ofertar novos habitats, anteriormente inexistentes no local, que tendem a atrair populações de diferentes grupos. A transposição de galharias consiste na formação de pilhas de resíduos florestais ou lenha alocadas na área degradada, que atuam como abrigo natural para animais contra predadores e contra o excessivo aquecimento solar (REIS et al., 2014).

A técnica mostra-se adequada para áreas afetadas por uma grande retirada do solo, pois ao longo do tempo as pilhas de matéria orgânica serão totalmente decompostas, formando camadas de húmus, restaurando a biota do solo, fornecendo abrigo, bem como microhabitats apropriados para o desenvolvimento de grupos básicos da cadeia alimentar (REIS et al., 2010; VERGÍLIO et al., 2013) que tende a se complexificar com o passar do tempo.

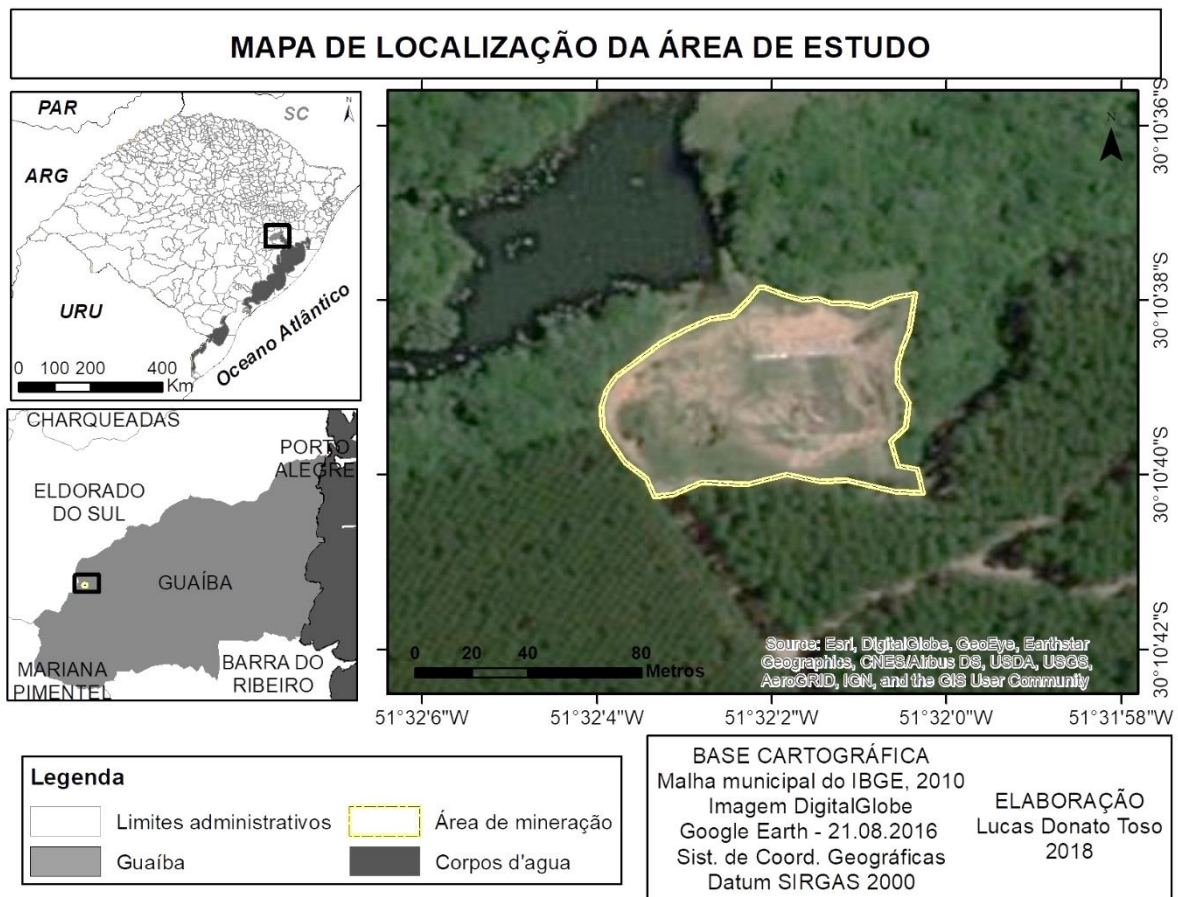
Neste contexto o presente estudo objetivou avaliar a ocorrência de grupos da fauna associados à transposição de galharias, bem como o potencial da técnica em atrair a fauna para área de mineração abandonada em processo de restauração.

MATERIAL E MÉTODOS

Local de estudo

A área de estudo localiza-se no município de Guaíba, RS, em área pertencente à CMPC Celulose Riograndense (Figura 1), e compõe o projeto “Restauração ecológica em área degradada por atividade de mineração no município de Eldorado do Sul-RS”. O projeto buscou solucionar passivos ambientais em suas áreas produtivas através de técnicas de nucleação.

Figura 1- Localização da área do estudo, no município de Guaíba, RS.



Fonte: Autor

Mais especificamente, a área consiste em uma cava de mineração de argila, cuja atividade de extração foi encerrada há cerca de 19 anos. O local foi adquirido pela CMPC já com o passivo ambiental de, aproximadamente 1,4 ha, sendo a técnica, implantada em uma porção de aproximadamente 0,4 ha. A área do passivo se caracteriza por saprolito exposto de origem granítica, sujeito à processos erosivos intensificados pelo ângulo em escarpa do talude

da cava de mineração e, no lado oposto, sujeito a inundações periódicas a partir do lago existente, com uma rala cobertura vegetal por gramíneas e herbáceas, o que conferiu baixa resiliência local (Figura 2).

Figura 2 – Aspecto da cava de mineração de argila abandonada, anteriormente à implantação das técnicas de restauração, no município de Guaíba, RS.



Fonte: Autor

O clima, conforme a classificação de Köppen é do tipo Cfa, subtropical úmido com verões quentes, sem estação seca definida (ALVARES et al., 2013). A precipitação anual média é de 1455 mm, temperatura média de 18,8°C, máxima de 24,4°C e mínima de 13,9°C (BERGAMASCHI et al., 2013). A precipitação na região é distribuída durante todo o ano, sendo os meses mais chuvosos entre junho e agosto (BERMAGASCHI et al., 2003).

A região do estudo apresenta elementos da Floresta Estacional Semidecidual, em área de tensão ecológica no contato do Bioma Pampa com a Floresta Estacional do Bioma Mata Atlântica, no rebordo do planalto ao norte (IBGE, 2012)

Pertencente à região geomorfológica Depressão Rio Jacuí, a região de estudo possui relevo sem grandes variações altimétricas, predominando formas alongadas conhecidas como coxilhas (ZANINI; PIMENTEL, 2006). O solo na região do estudo foi classificado como Cambissolo Háplico de origem granítica, com a presença de material de origem nos horizontes A e B (FELKER et al., 2017).

Implantação das técnicas

A transposição de galharias foi realizada em agosto de 2016, com o intuito de preencher algumas manchas que estavam sem cobertura vegetal, portanto foram alocadas aleatoriamente na área (Figura 3 a). Ao todo foram transpostos para a área 16 núcleos de galharia, sendo que cada um ocupou aproximadamente 2 m² (2 x 1 m), com 1 m de altura, composto por galhos, folhas, troncos, sementes, flores e outras partes vegetais (Figura 3 b).

Figura 3 – a) áreas com solo exposto onde foram implantadas as galharias. b) configuração das galharias e do material transposto



Fonte: Autor

O material foi oriundo de uma roçada de manutenção de beira de estrada, a aproximadamente 800 m do local do estudo, a qual continha espécies nativas, herbáceas, arbustivas e arbóreas, além de cipós e lianas. Foi tomado o cuidado para que não fosse trazido até a área de estudo espécies invasoras, a fim de evitar a contaminação biológica.

Os núcleos de galharias foram alocados em cima de treliças confeccionadas com bambu verde (*Bambusa tuldoides* Munro.) e amarradas com arame galvanizado, também com dimensões de 2 x 1 m (Figura 4 a). Este método implantado é inédito e visou a mobilidade das galharias, sendo desenvolvido para a coleta das variáveis abaixo do núcleo com mínima interferência sobre o sistema ecológico em formação (Figura 4 b).

Figura 4 – a) treliça de bambu verde onde foi alocada a galharia. b) sistema de levantamento da galharia por meio da treliça para verificação dos registros de fauna abaixo dos núcleos.



Fonte: Autor

Coleta e análise de dados

Os levantamentos foram realizados bimestralmente, entre outubro de 2016 e agosto de 2017, totalizando um ano de monitoramento.

O método adotado para o levantamento dos dados foi não destrutivo, não havendo coleta de material ou organismos vivos, buscando interferir o mínimo possível na composição da fauna ocorrente nas galharias. Isto foi planejado para que fosse dado andamento à pesquisa e ao mesmo tempo mantidos os efeitos positivos da técnica no local.

Nos levantamentos foram observados quaisquer indivíduos ou vestígios da presença de fauna abaixo das galharias na superfície do substrato, entremeio à camada de matéria orgânica, nas bordas e entre os galhos. Para isso as treliças de bambu eram erguidas até uma angulação de aproximadamente 45° e procedia-se a visualização e captura de imagens. Os indivíduos eram identificados no local, quando possível, com o auxílio de lupa, e fotografados com câmera de alta resolução para posterior análise e identificação com auxílio da literatura e de pesquisadores da área.

A coleta dos dados se deu através de observações durante o período diurno entre as 10h e 14h, totalizando em média 15 minutos em cada galharia.

Para este estudo, a fim de padronização, a fauna encontrada foi classificada de acordo com as ordens, e dentro de cada ordem foi quantificado o número de unidades taxonômicas ocorrentes. As unidades taxonômicas referem-se ao maior nível de identificação encontrado, seja ordem, família, gênero ou espécie.

A riqueza específica foi avaliada através do número de unidades taxonômicas pertencentes a cada ordem para cada levantamento através de curva de rarefação, obtidas no *software* PAST versão 2.17, as quais geraram estimativas de riqueza de unidades taxonômicas da fauna de forma a possibilitar a comparação em cada período monitorado (GOTELLI; COLWELL, 2001).

Em função dos dados não terem apresentado distribuição normal, verificado através dos testes Shapiro-Wilk e Anderson Darling no programa Assistat versão 7.7, para avaliar os valores médios do número de ordens ocorrentes em cada levantamento foi utilizado o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis a 5% de probabilidade de erro (FILHO et al., 2001).

A frequência foi calculada para analisar o grau de participação das diferentes ordens identificadas ao longo do período monitorado, sendo a relação entre o número de levantamentos em que cada ordem ocorre e o número total de levantamentos. Foi calculada através da fórmula $FA = n_i / N \times 100$, em que: FA = frequência absoluta; n_i = número de levantamentos em que determinada ordem ocorreu; N= número total de levantamentos, expressa em porcentagem.

RESULTADOS

Ao longo do monitoramento foi registrada a ocorrência de 23 ordens, dentre insetos, aracnídeos, anfíbios, répteis, moluscos, oligoquetos e diplópodes. Estes animais pertencem em sua maioria à macro e mesofauna do solo, incluindo predadores, consumidores primários, secundários e detritívoros que habitam sobretudo a serapilheira formada pela decomposição das galharias e a camada superficial do solo. Na Tabela 1 é possível verificar o número de ocorrência das unidades taxonômicas pertencentes a cada ordem encontradas ao longo dos levantamentos. Para verificação das unidades taxonômicas registradas, no APÊNDICE A encontra-se uma lista com a nomenclatura atribuída, separada por ordem, baseado no maior nível de identificação alcançado, sendo ordem, família, gênero ou espécie.

Tabela 1 – Classes de animais (em ordem alfabética) seguidas das respectivas ordens e unidades taxonômicas registradas durante os levantamentos bimensais em transposição de galharias em área de mineração no município de Guaíba, RS, entre outubro de 2016 e agosto de 2017.

Classe	Ordem	Unidades taxonômicas registradas por levantamento					
		Lev 1	Lev 2	Lev 3	Lev 4	Lev 5	Lev 6
Amphibia	Anura	1	3	2	2	1	6
	Gymnophiona	0	0	0	0	0	1
Arachnida	Araneae	1	4	5	2	6	5
	Opiliones	0	1	0	0	2	3
	Scorpiones	1	1	0	1	0	0
Chilopoda	Scolopendromorpha	0	0	0	0	0	1
Entognatha	Collembola	0	0	0	0	1	1
Diplopoda	Spirobolida	1	0	1	1	1	1
Gastropoda	Pulmonata	0	1	1	0	1	0
Insecta	Blattodea	1	2	0	2	2	3
	Coleoptera	0	2	2	2	2	3
	Diptera	0	1	0	0	2	2
	Hemiptera	0	2	1	5	1	1
	Hymenoptera	1	2	5	4	5	7
	Isóptera	1	1	1	1	1	1
	Lepidoptera	0	1	0	0	0	1
	Mantodea	0	0	0	1	0	0
	Orthoptera	2	4	0	3	3	2
Phasmatodea	0	1	0	0	1	1	
Malacostraca	Isopoda	1	1	0	1	1	1
Oligochaeta	Haplotaxida	0	0	0	0	1	1
Reptilia	Squamata	0	0	0	0	0	1
	Lacertilia	0	0	0	1	0	1
Total		10	27	18	26	31	43

Fonte: Autor

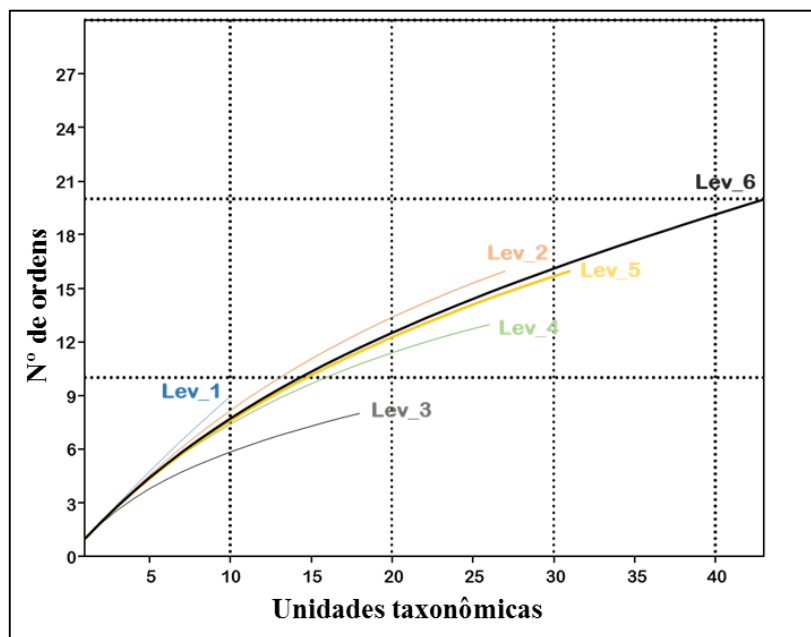
Considerando o total de unidades taxonômicas registrados nas galharias durante o período de monitoramento, as classes mais representativas foram Insecta, perfazendo 55,5% do total, seguida por Arachnida com 20,6% e Amphibia com 10,3%.

No primeiro levantamento, a ordem com maior número de unidades taxonômicas foi Orthoptera, seguida pelas demais ordens, que se equivaleram. Já no segundo levantamento, as principais ordens foram Araneae e Orthoptera, seguida de Anura. Na terceira avaliação houve predominância de Araneae, Hymenoptera, Anura e Coleoptera. No quarto levantamento, Hemiptera, Hymenoptera e Orthoptera figuraram entre as ordens mais representativas. Na

penúltima avaliação as ordens mais expressivas foram Araneae, Hymenoptera e Orthoptera e no último levantamento houve uma predominância de Hymenoptera, Anura e Araneae.

Através das curvas de rarefação, foi possível observar que, em geral, houve um aumento gradual no número de unidades taxonômicas encontradas a cada levantamento (Figura 5). O segundo levantamento (Lev_2) destacou-se em relação aos demais por apresentar, após quatro meses da implantação, um elevado número de unidades taxonômicas e ordens quando comparados com os levantamentos posteriores (Lev_3 e Lev_4). No último levantamento (Lev_6) foi registrada a maior quantidade de unidades taxonômicas pertencente ao maior número de ordens. A curva para este levantamento não demonstrou estabilização, o que indica uma tendência de continuidade no aumento de unidades taxonômicas com o passar do tempo e prosseguimento das amostragens.

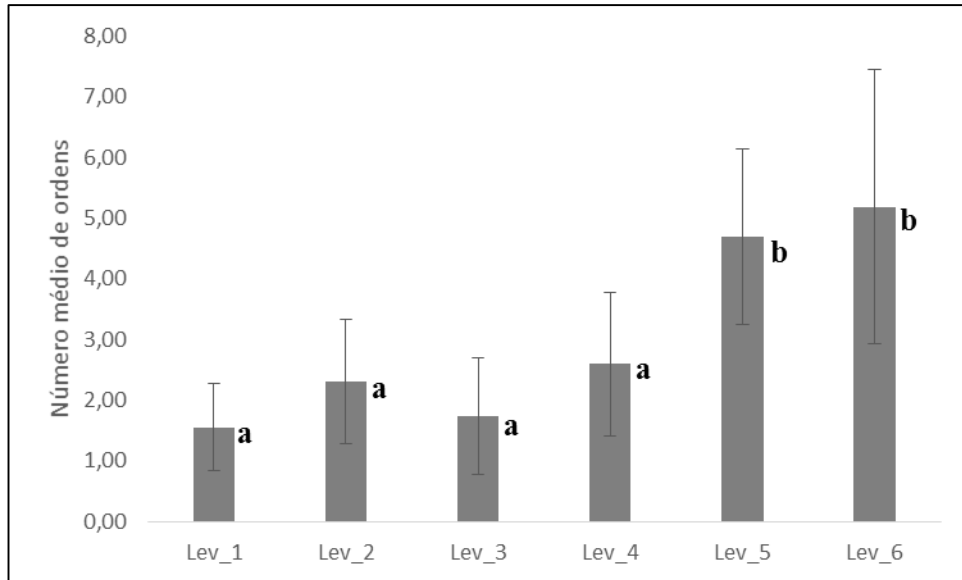
Figura 5 – Curvas de rarefação de unidades taxonômicas da fauna encontradas nas galharias, correspondentes a cada levantamento em área de mineração no município de Guaíba, RS.



Onde: Lev_n corresponde a cada um dos seis levantamentos efetuados
 Fonte: Autor

Através da análise do número de ordens ocorrentes nas galharias em cada levantamento também foi possível verificar um aumento da ocupação de organismos de diferentes ordens, sobretudo a partir do levantamento 4 (abril/2017). As médias, quando avaliadas pelo teste de Kruskal Wallis, diferiram significativamente a partir do quinto levantamento (Lev_5), mantendo-se constante até o final da avaliação (Figura 6).

Figura 6 – Diversidade da fauna medida através do número médio de ordens encontradas por galharia em cada levantamento em área de mineração no município de Guaíba, RS

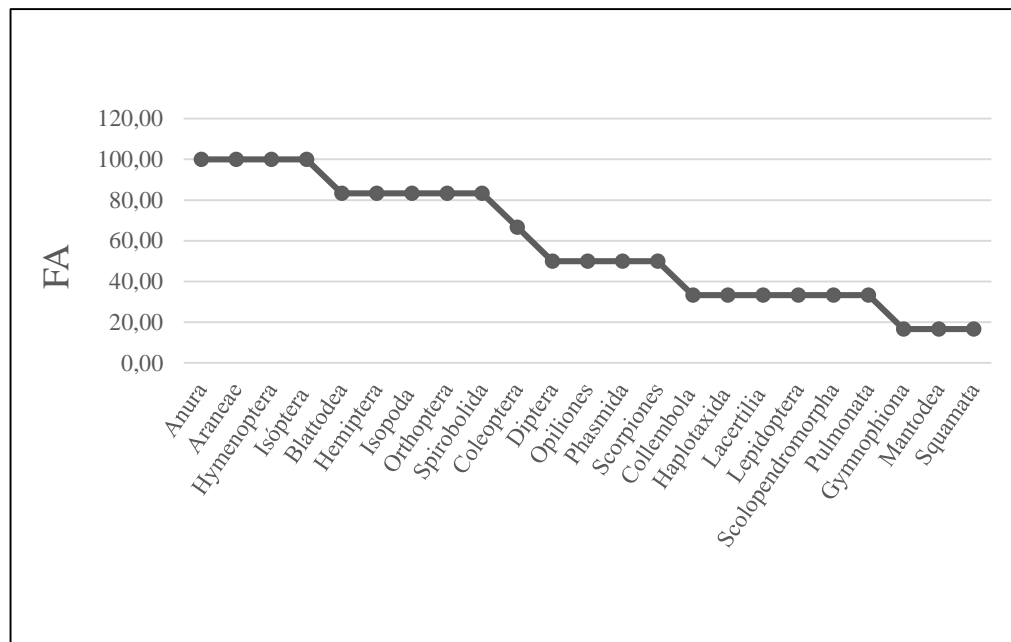


Médias seguidas pela mesma letra não se diferenciaram estatisticamente de acordo com o teste de Kruskal-Wallis Test $p \leq 0,05$

Fonte: Autor

As ordens que apresentaram maior frequência absoluta levando em consideração os seis levantamentos realizados foram Anura, Araneae, Hymenoptera, e Isoptera, as quais estiveram presentes em todos os levantamentos (FR= 100%) (Figura 7). Além dessas ordens, destaca-se a frequência de Isopoda (FA= 80%) e Collembola (FA= 33%) devido à sua ocorrência em grandes grupos, e Coleoptera (FR= 66%) pelo fato de serem encontrados indivíduos em diferentes fases do ciclo de vida.

Figura 7 – Frequência absoluta das ordens encontradas ao longo do período de monitoramento nas galharias em área de mineração no município de Guaíba, RS.



Fonte: Autor

DISCUSSÃO

A partir do levantamento 4 (abril/2017), foi possível verificar um aumento da ocorrência de organismos de diferentes ordens. De outubro de 2016 até abril de 2017 a ocupação das galharias pelas comunidades de animais estava ainda em processo inicial. A disponibilidade de condições ambientais favoráveis à reprodução dos invertebrados aumenta com o tempo e se relaciona diretamente com a disposição de resíduos vegetais, que irão condicionar o acréscimo no número de indivíduos, diversidade e uniformidade de espécies da fauna do solo (NUNES, 2010).

O aumento do número médio de ordens está relacionado à decomposição do material vegetal ao longo do período monitorado e conseqüentemente à melhoria das condições ambientais de um substrato que anteriormente sequer possuía cobertura vegetal. A qualidade da cobertura vegetal que atuará como fonte de nutrientes e abrigo está diretamente ligada à riqueza da fauna edáfica (ROVEDDER et al., 2009). Em um ano de permanência das galharias, é possível afirmar que a partir do oitavo mês a técnica passa a ser funcional quanto ao estabelecimento de novas espécies de animais e organismos, que passaram a coexistir em um mesmo habitat.

As três ordens mais frequentes foram, respectivamente, Anura (rãs), Araneae (aranhas), Hymenoptera (formigas) e Isoptera (cupins), sendo registradas em todos os levantamentos.

Anura ocorreu em todos os levantamentos, e dentre as unidades taxonômicas mais encontradas, se destacaram os gêneros *Physalaemus* e *Leptodactylus* (rãs).

Espécies do gênero *Physalaemus* possuem ampla distribuição no Brasil (BORGES-MARTINS et al., 2007), habitam áreas abertas e se reproduzem em banhados, açudes e em corpos d'água temporários (KWET; DIBERNARDO, 1999). São espécies tolerantes a alterações ambientais, podendo ocupar vários tipos de ambientes antropizados (CARDOSO, 1981; HADDAD; SAZIMA, 1992; COLOMBO et al., 2008). Borges-Martins et al., (2007) relatam que alguns gêneros de anuros podem se refugiar sob troncos, como *Physalaemus*, *Elachistocleis* e *Leptodactylus*.

Da mesma forma, espécies do gênero *Leptodactylus* utilizam corpos hídricos lânticos para reprodução e escavam tocas para nidificação (ETEROVICK; SAZIMA, 2004). Sua dieta alimentar inclui aranhas, gafanhotos, grilos, isópodos, caramujos, colêmbolos e miriápodos (ACHAVAL; OLMOS, 2003) sendo que espécies desse gênero também utilizam a serapilheira de ambientes florestais para forrageio (COLOMBO, 2004).

O fato de haver um açude ao lado da área estudada compõe um ambiente propício para que haja a nidificação dessas espécies ao passo que as galharias oferecem o local para forrageio, onde foi verificada a ocorrência de animais invertebrados que fazem parte da dieta alimentar de ambos os gêneros. Estes anuros poderão atrair novas espécies de predadores, contribuindo para a complexificação da cadeia alimentar.

Neste contexto, salienta-se a ocorrência de uma serpente, observada abaixo das galharias no último levantamento. Trata-se de um indivíduo de *Bothrops* sp. (jararaca) pertencente a ordem Squamata. O início da ocorrência de serpentes no local é um indicativo de que níveis tróficos da cadeia alimentar estão se restabelecendo e evidencia que há oferta de alimento, relacionada à ocorrência de anuros, que fazem parte da dieta das serpentes (MELGAREJO-GIMÉNEZ, 2002).

Assim como Anura, as ordens Araneae, Hymenoptera e Isoptera foram verificadas em todos os levantamentos (Figura 7) e possuem relevantes funções ecológicas. Estas ordens são constituintes da macrofauna edáfica e contribuem para as principais funções ecossistêmicas do solo (KAMAU et al., 2017).

As aranhas ocupam diversos microhábitats de diferentes tipos de ambientes naturais, e se alimentam principalmente de insetos das mais variadas ordens, sendo o seu papel mais

importante o de controlar superpopulações de grupos da fauna que possam vir a desestabilizar o sistema (CARDOSO et al., 2011).

A família Lycosidae compôs de forma expressiva a população de aranhas associadas à galharia. São típicas de áreas abertas e observadas forrageando na serapilheira, quando há falta de presas nas áreas abertas, que pode ser ocasionada por secas severas ou falta de vegetação, as suas populações procurem ambientes onde há maior disponibilidade de alimento (FRANCISCO; LISE, 2014), que neste caso são propiciados pelas galharias. Os dados obtidos pelo referido autor sugerem que as populações de aranhas podem ser extintas em locais onde não haja possibilidade de refúgio quando houverem situações extremas de estresse ambiental, o que ressalta a importância das galharias para esse grupo.

Já as formigas, que foram responsáveis pela alta frequência da ordem Hymenoptera no local do estudo, possuem uma série de atributos funcionais. Em áreas degradadas e sob efeito de restauração através de transposição de galharia, Hymenoptera esteve entre as ordens mais abundantes (VERGÍLIO et al., 2013). A maior ocorrência de indivíduos de espécies de formigas pode estar relacionada ao acúmulo de serapilheira no solo, que consiste em um meio de nidificação e forrageamento para a maioria das espécies (OLIVEIRA et al., 2016).

As formigas constroem galerias subterrâneas, as quais influenciam tanto no armazenamento quanto na distribuição de água no solo, transportam matéria orgânica entre as camadas, influenciam a ciclagem de nutrientes disponibilizando-os para as plantas e microrganismos, dentre outras funções, por isso são consideradas estruturadoras do solo (FORGARAIT, 1998). Além disso, esses insetos são granívoros, capazes de dispersar sementes de espécies vegetais, levando-as diretamente para o interior de seus ninhos para posterior consumo, sendo que estas sementes podem acabar germinando dentro das galerias do formigueiro (HUGHES; WESTOBY, 1992).

A riqueza e a diversidade de espécies de formigas tendem a aumentar de acordo com a complexidade dos ambientes, devido a uma maior disponibilidade de nichos presentes (BARETTA et al., 2011; ROCHA et al., 2015). É nesse sentido que as galharias servem como agregadoras de nichos ecológicos que acabam complexificando o ecossistema, ao passo que oferecem microhabitats que anteriormente não existiam na área.

Os cupins (ordem Isoptera) foram verificados desde o primeiro levantamento. Agem rapidamente na decomposição da galharia e são considerados engenheiros do ecossistema (DANGERFIELD et al., 1998; LAVELLE et al., 2006; JOUQUET et al., 2014). Esta designação se deve ao seu desempenho em uma série de benefícios diretos como ciclagem de

nutrientes, aeração do solo, bioturbação, formação de agregados e decomposição de material orgânico (FERREIRA et al., 2011).

Além disso, os cupins reduzem o risco de erosão através da produção de tocas e estruturas de ninhos subterrâneos que aumentam a infiltração de água, e através da produção de agregados de solo estáveis que melhoram a rugosidade, limitando o escoamento superficial (EVANS et al., 2011). A mudança nas características do solo devido à atividade dos cupins é capaz de promover condições necessárias para o desenvolvimento da vegetação natural em solos nus anteriormente degradados (JOUQUET et al., 2014).

Os tatuzinhos de jardim (ordem Isopoda), como são popularmente conhecidos, figuraram entre os decompositores mais importantes habitando as galharias, sendo verificados desde o primeiro levantamento. Eles são descritos como saprófagos e decompositores primários, se alimentando de material vegetal em decomposição que já sofreu algum ataque microbiano (CORREIA; ANDRADE, 2008). Estudos demonstram que o consumo de serapilheira por parte dos isópodos estimula a comunidade microbiana do solo gerando um aumento na biomassa e respiração microbiana, resultando assim em um aumento na disponibilidade de macronutrientes na superfície do solo (KAUTZ; TOPP, 2000).

Os tatuzinhos podem indicar também a qualidade da serapilheira utilizada nas galharias. Serapilheira de baixa qualidade ou que estejam contaminadas por metais pesados tendem a ser menos consumidas pelos isópodos, havendo assim menor assimilação, reprodução e sobrevivência da espécie (LOUREIRO et al., 2006). Neste contexto, a origem do material vegetal utilizado para compor as galharias é algo que deve ser considerado, uma vez que espécies vegetais que crescem em ambientes com alta concentração de CO² produzem serapilheira que tende a não ser decomposta por grupos como os tatuzinhos (SOUSA et al., 1998; COTRUFO et al., 1998). Em estudo conduzido por Podgaiski e Rodrigues (2010), sobre a diversidade de macrofauna detritívora associada à decomposição de serapilheira em áreas afetadas pela deposição de cinzas de carvão, a ordem Isopoda se mostrou a mais abundante dentre os decompositores.

A alta incidência de Isópodes e a notória decomposição e acúmulo de matéria orgânica abaixo das galharias é indicio de que o tipo de material vegetal trazido até a área é adequado para ser utilizado nesta técnica, pois se mostrou atrativo a esses organismos seletivos.

Apesar de não figurar entre as ordens mais frequentes nos levantamentos, destaca-se a ocorrência de Coleoptera, representada pelos besouros “vira-bosta” da família Scarabaeidae. Esses insetos foram encontrados em diferentes fases de seu ciclo de vida, e abaixo das galharias foi representada principalmente por indivíduos em fase larval, os quais construam

túneis e se alojavam na camada de 0 a 10 cm. Ao construírem esses túneis e pelo comportamento de telecoprismo, que é rodar e enterrar no solo porções de alimento em forma de esfera, esses insetos movimentam nutrientes entre as camadas do solo e ajudam na ciclagem (SILVA et al., 2011).

Além disso esses besouros possuem a capacidade de dispersão de sementes, através da movimentação ou enterro de fezes de vertebrados que podem conter propágulos (D'HONDT et al. 2008). Aliado a isso, ao enterrar o material orgânico, constroem galerias e bioporos, que aumentam a infiltração de água e a aeração do solo.

A partir da quinta avaliação começaram a surgir grupos mais específicos abaixo das galharias, que até o oitavo mês de monitoramento não haviam sido registrados. É o caso dos colêmbolos, que são organismos habitantes do sistema solo-serapilheira e agem na ciclagem de nutrientes, tanto na decomposição da matéria orgânica quanto na alimentação de fungos e bactérias (BELLINI; ZEPPELINI, 2009, MORAIS et al. 2013). São sensíveis às variações microclimáticas, como temperatura e umidade, determinantes para um habitat favorável à sua reprodução e crescimento (SPILLER et al. 2018). Logo, se há ocorrência de colêmbolos abaixo das galharias, há um bom indicativo de que um microclima favorável à espécie está sendo propiciado. Esses insetos ainda servem de alimento para outros grupos que estão ocorrendo na área, como aranhas (Araneae) e besouros (Coleoptera), sendo fundamentais no estabelecimento de cadeias tróficas (SILVA et al., 2013).

Em estudo que avaliou o efeito imediato da transposição de galharia na comunidade de artrópodes associada à serapilheira (mesofauna) em área degradada no Cerrado, foi verificado um efeito imediato das galharias sob tais populações, sendo que houve aumento da abundância da fauna de artrópodes na serapilheira após a transposição (VERGÍLIO et al., 2013). Tal estudo observou um aumento nas ordens ocorrentes nas galharias um ano após a implantação, o que também foi constatado neste trabalho (Figura 3).

A ocorrência de uma serpente do gênero *Bothrops* no último levantamento, indica que as galharias, com o passar do tempo, tornam-se opção para a interação da área com animais de níveis tróficos mais elevados, seja para alimentação ou abrigo. A primeira ocorrência se deu após um ano de implantação das galharias, mostrando a importância desses novos espaços criados na área sob processo de restauração, que é fornecer matéria orgânica ao solo e servir de abrigo. Dentre esses animais beneficiados estão as cobras e serpentes, que são atraídas pela oferta de alimentos, devido a presença de roedores, anuros, coleópteros decompositores da madeira, cupins e outros insetos. Além disso é um importante abrigo contra o aquecimento solar, típico de áreas degradadas (REIS et al., 2014).

Salienta-se que nas áreas onde as galharias foram alocadas não havia qualquer tipo de matéria orgânica e tão somente uma compacta camada de substrato saprolítico com algumas gramíneas e herbáceas. Desta forma, a ocorrência das diversas ordens da fauna abaixo do material vegetal aliado à ação da temperatura, chuva, luz solar e umidade fizeram com que houvesse o acúmulo de serapilheira em plena decomposição.

As galharias tendem a incorporar uma nova configuração à área em restauração e oferecer mais opções de micorhabitats às populações de invertebrados do solo. A restauração, quando comparada a plantios tradicionais de revegetação, geralmente apresenta riqueza de espécies de invertebrados associada a um hábitat mais diversificado, com manchas abertas e grupos de vegetação (SALEK et al., 2010). A restauração ecológica e a técnica de transposição de galharia tendem a interferir o mínimo possível, e promovem uma heterogeneidade de hábitats.

Neste contexto, ainda podem ser incorporadas as chamadas rugosidades do terreno, que aumentam a variação local nos microhábitats e as condições do solo (HENDRYCHOVA et al., 2012). As galharias são tratadas nesse estudo como uma técnica capaz de promover rugosidades, não de forma a modificar a topografia, mas sim como elementos que se sobressaem horizontal e verticalmente na paisagem local, que quando comparada com a situação anterior à aplicação de técnicas de restauração, era homogênea, sem expressão de vegetação e variações no relevo. As rugosidades propiciadas pelas galharias resultam em benefícios ao estabelecimento da fauna do solo em áreas degradadas, principalmente pela atenuação da incidência de luz e por condicionar um maior acúmulo de nutrientes e umidade (AUMOND et al. 2012; AUMOND; MAÇANEIRO, 2014).

Espera-se que com o aumento da macro e mesofauna do solo haja uma complexificação e um fortalecimento das cadeias tróficas na área, fazendo com que mais grupos da fauna sejam atraídos e desempenhem suas funções ecológicas. Quanto mais avança no processo de decomposição as galharias tendem a aportar mais serapilheira e melhorar a fertilidade desse substrato através da mineralização dos nutrientes. Dessa forma, as sementes que porventura serão trazidas pela fauna encontrarão um ambiente favorável à germinação, fato que anteriormente não existia nos locais onde a galharia foi implantada, pois não havia suprimentos básicos como umidade e um substrato fértil.

CONCLUSÃO

Em um ano de implantação e monitoramento houve um aumento gradual na ocorrência de grupos da fauna associados às galharias. Esses grupos desempenham papéis importantes na reestruturação do solo e na ciclagem de nutrientes oriundos da decomposição do material vegetal, além de favorecerem a complexificação das cadeias tróficas.

A metodologia desenvolvida para a coleta dos dados se mostrou aplicável, principalmente, pela não destruição das amostras. Além disso, torna-se importante para projetos do setor empresarial, pois facilita a coleta de indicadores no monitoramento da técnica.

REFERÊNCIAS

- ACHAVAL, F.; OLMOS, A. **Anfibios y reptiles del Uruguay**. 2a edição. Montevideo, Graphis. 136 p. 2003.
- ALBUQUERQUE, J. A.; ALMEIDA, J. A.; GATIBONI, L. C.; ELTZ, F. L. F. Atividades agrícolas de produção em solos frágeis no sul do Brasil. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, v. 7, p. 367- 403, 2011.
- ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L. de M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v.22, p.711-728, 2013.
- AUMOND, J. J.; LOCH, C.; COMIN, J. J. Abordagem sistêmica e o uso de modelos para recuperação de áreas degradadas. **Revista Árvore**, 36(6), 1099-1118. 2012.
- AUMOND, J. J.; MACANEIRO, J. P. Abordagem sistêmica e aplicação de rugosidades para desencadear propriedades emergentes em restauração de solos degradados. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 3, p. 759-770, 2014.
- BARETTA, D.; SANTOS, J. C. P.; SEGAT, J. C.; GEREMIA, E. V.; OLIVEIRA FILHO, L. C. I.; ALVES, M. V. Fauna edáfica e qualidade do solo. **Tópicos em Ciência do Solo** v. 8, p.119-70, 2011.
- BELLINI, B.C.; ZEPPELINI, D. Registros da fauna de Collembola (Arthropoda, Hexapoda) no Estado da Paraíba, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 53, p. 386-390. 2009.
- BERGAMASCHI, H. et al. **Boletins Agrometeorológicos da Estação Experimental Agrônômica da UFRGS: Série Histórica 1970-2012**. Porto Alegre: UFRGS, 2013.
- BERGAMASCHI, H.; GUADAGNIN, M. R.; CARDOSO, L. S.; SILVA, M. I. G. da. **Clima da Estação Experimental da UFRGS (e Região de Abrangência)**. Porto Alegre: UFRGS, 2003.
- BORGES-MARTINS, M.; P. COLOMBO; C. ZANK; F.G. BECKER & M.T.Q. MELO. Anfíbios p. 276-291. In: BECKER, F.G.; R.A. RAMOS & L.A. MOURA (orgs.) **Biodiversidade: Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, Planície Costeira do Rio Grande do Sul**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 385 p. 2007.

- CABRAL, L. N.; ALBUQUERQUE, H. N. Impactos sócioambientais com a extração de minérios em uma área rural de Campina Grande-PB. **Revista de Biologia e Farmácia**. v. 08- 02, 2012.
- CAMPOS, W. H., MIRANDA NETO, A., PEIXOTO, H. J. C., GODINHO, L. B., SILVA, E. Contribuição da fauna silvestre em projetos de restauração ecológica no Brasil. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v.32, n.72, p. 429-440, 2012.
- CARDOSO, A. J. Biologia e sobrevivência de *Physalaemus cuvieri* Fitz., 1826 (Amphibia, Anura), na natureza. **Ciê. Cult.** V. 33, p. 1224-1228. 1981.
- CARDOSO, P.; PEKÁR, S.; JOCQUÉ, R.; CODDINGTON, J.A. Global patterns of guild composition and functional diversity of spiders. **Plos One**, 6: 1-10, 2011.
- COLOMBO, P. **Anfíbios anuros do Parque Estadual de Itapeva, município de Torres, RS, Brasil**. 2004. 63p. (Dissertação) Mestrado em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2004.
- COLOMBO, P.; KINDEL, A.; VINCIPROVA, G.; KRAUSE, L.. Composição e ameaças à conservação dos anfíbios anuros do Parque Estadual de Itapeva, município de Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**, v.8, n.3 p.229-240. 2008.
- CORREIA, M. E. F.; ANDRADE, A. G. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. editores. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2a ed. Porto Alegre: Metropole; p.137-58. 2008.
- COTRUFO, M. F.; BRIONES, M. J. I.; INESON, P. Elevated CO₂ affects field decomposition rate and palatability of tree leaf litter: importance of changes in substrate quality. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 30, p.1565-1571, 1998.
- D'HONDT, B.; BOSSUYT, B.; BONTE, D. & HOFFMANN, M. Dung beetles as secondary seed dispersers in a temperate grassland. **Basic and applied Ecology**, 9: 542-549, 2008.
- DANGERFIELD, J.M. et al. The mound-building termite *Macrotermes michaelseni* as an ecosystem engineer. **Journal of Tropical Ecology**, v.14, p.507-520, 1998.
- ETEROVICK, P. C. & SAZIMA, I. **Anfíbios da Serra do Cipó, Minas Gerais**. 1a. ed., Belo Horizonte, Editora PUC Minas. 152 p. 2004.
- EVANS, T. A.; DAWES, T. Z.; WARD, P. R.; LO, N. T. Ants and termites increase crop yield in a dry climate. **Nature Communication**, v. 2, p. 262, 2011.
- FELKER, R. M.; ROVEDDER, A. P. M.; LONGHI, S. J.; ARAUJO, E. F.; STEFANELLO, M. M.; PECCATTI, A. Impact of *Bambusa tuldoides* munro (poaceae) on forest regeneration. **Cerne**, v. 23 n. 2, p. 275-282, 2017.
- FERREIRA, E. V. D.; MARTINS, V.; INDA, A. V.; GIASSON, E.; DO NASCIMENTO, P. C. Ação dos térmitas no solo. **Ciência Rural**, v. 41, p. 804–811, 2011.
- FILHO, A. C. et al. Testes não-paramétricos para pesquisas agrícolas. Santa Maria: UFSM/CCR/Departamento de Fitotecnia. 97p. 2001.

- FORGARAIT, P.J. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. **Biodiversity and Conservation**. V. 7, p. 1221-1244, 1998.
- FRANCISCO, R. C.; LISE, A. A. **Aranhas como Ferramenta Diagnóstica em Trabalhos Ambientais**. 1. ed. Novas Edições Acadêmicas, 2014. v. 1. 74p.
- GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecol. Lett.** v. 4, p. 379-391. 2001.
- HADDAD, C. F. B.; SAZIMA, I. Anfíbios anuros da Serra do Japi. In: MORELLATO, L.P.C. (Org.) **História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil**. Campinas, UNICAMP/FAPESP. p.188-211, 1992.
- HENDRYCHOVA, M.; SALEK, M; TAJOVSKY, K.; RECHOR, M. Soil properties and species richness of invertebrates on afforested sites after brown coal mining. **Restoration Ecology**, v. 20, p. 561–567, 2012.
- HUGHES, L.; WESTOBY, M. Effect of diaspore characteristics on removal of seeds adapted for dispersal by ants. **Ecology**, v.73, p.1300-1312, 1992.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro. 275 p. 2012.
- JOUQUET, P.; BLANCHART, E.; CAPOWIEZ, Y. Utilization of earthworms and termites for the restoration of ecosystem functioning. **Applied Soil Ecology**, v. 73, n. 1, p. 34-40, 2014.
- KAMAU, S., BARRIOS, E., KARANJA, N.K., AYUKE, F.O., LEHMANN, J. Soil macrofauna abundance under dominant tree species increases along a soil degradation gradient. **Soil Biol. Biochem.** v. 112, p. 35–46, 2017.
- KAUTZ, G.; TOPP, W. Acquisition of microbial communities and enhanced availability of soil nutrients by the isopod *Porcellio scaber* (Latr.) (Isopoda: Oniscidea). **Biology and Fertility of Soils**, v. 31, 102-107, 2000.
- KWET, A.; DI-BERNARDO, M. Pró-Mata. **Anfíbios**. Porto Alegre, EDIPUCRS. 107p. 1999.
- LAVELLE, P. et al. Soil invertebrates and ecosystem services. **European Journal of Soil Biology**, v. 42, p. 3–15. 2006.
- LOUREIRO, S. et al. Feeding behaviour of the terrestrial isopod *Porcellionides pruinosus* Brandt, 1833 (Crustacea, Isopoda) in response to changes in food quality and contamination. **Science of Total Environment**, v. 369, p. 119-128, 2006.
- MACHI, M, A.; SANCHES, D. L. Impactos ambientais da mineração no Estado de São Paulo. **Revista Estudos Avançados**, v. 24, n. 68, 2010.
- MELGAREJO-GIMÉNEZ, A.R. Criação e manejo de serpentes, p. 175-199. In: ANDRADE, A; PINTO, S. C.; OLIVEIRA, R. S. (Eds). **Animais de laboratório: criação e experimentação**. Rio de Janeiro, Editora Fiocruz, 468p. 2002.
- MORAIS, J. W. de; OLIVEIRA, F. G. L.; BRAGA, R. F.; KORASAKI, V. Mesofauna. In: MOREIRA, F. M. S.; CARES, J. E.; ZANETTI, R.; STÜRMER, S. L. (Eds.). **O ecossistema solo: componentes, relações ecológicas e efeitos na produção vegetal**. Lavras: Editora da UFLA, p. 185-200. 2013.

- NUNES, J. S. **Atributos Biológicos do Solo de Áreas em Diferentes Níveis de Degradação no Sul do Piauí**. Dissertação (Mestrado em Agronomia - Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal do Piauí, Bom Jesus - PI, 2010.
- OLIVEIRA FILHO, L.C.I.; BARETTA, D.; SANTOS, J.C.P. Influência dos processos de recuperação do solo após mineração de carvão sobre a mesofauna edáfica em Lauro Müller, Santa Catarina, Brasil. **Biotemas**, v.27, p.69-77, 2014.
- OLIVEIRA, I. R. P, et al. Diversidade de formigas (Hymenoptera; Formicidae) edáficas em três estágios sucessionais de mata atlântica em São Cristóvão, Sergipe. **Agroforestalis News**, v.1, n.1, 2016.
- PAIS, M. P.; VARANDA, E. M. Arthropod recolonization in the restoration of a semideciduous forest in southeastern Brazil. **Neotrop. Entomol.**, v. 39, p. 198-206, 2010.
- PODGAISKI, L. R.; RODRIGUES, G. G. Leaf-litter decomposition of pioneer plants and detritivore macrofaunal assemblages on coal ash disposals in southern Brazil. **European Journal of Soil Biology**. v. 46, p. 394-400. 2010.
- REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R. Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, v.67, n.2, p.244-250, 2010.
- REIS, A.; BECHARA, F.C.; TRES, D. R.; TRENTIN, B. E. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 2, p. 509-519, 2014.
- ROCHA, W. O. et al. Formigas (Hymenoptera: Formicidae) Bioindicadoras de Degradação Ambiental em Poxoréu, Mato Grosso, Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 1, p. 88-98, 2015.
- ROVEDDER, A. P. M.; ELTZ, F. L. F.; DRESCHER, M. S.; SCHENATO, R. B.; ANTONIOLLI, Z. I. Organismos edáficos como bioindicadores da recuperação de solos degradados por arenização no Bioma Pampa. **Ciência Rural**, v. 39, p. 1061-1068, 2009.
- SALEK, M., HENDRYCHOVA, M., REHOR, M. Breeding habitat of sparrowhawks, *Accipiter nisus* on spoil heaps after coal mining. **Acta Oecologica**, v.36, p. 197-201. 2010.
- SILVA, P. G.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; DI MARE R. A. Guia de identificação das espécies de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) do município de Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**. V. 11, 2011.
- SILVA, R. F.; CORASSA, G. M.; BERTOLLO, G. M.; SANTI, A. L.; STEFFEN, R. B. Fauna edáfica influenciada pelo uso de culturas e consórcios de cobertura do solo. **Pesquisa Agropecuária Tropical**. v. 3, p. 130-137. 2013.
- SOUSA, J. P.; VINGADA, J. V.; LOUREIRO, S.; DA GAMA, M. M.; SOARES, A. M. V. M. Effects of introduced exotic tree species on growth, consumption and assimilation rates of the soil detritivore *Porcellio dilatatus* (Crustacea: Isopoda). **Applied Soil Ecology**, v. 9, p. 399-403, 1998.
- SPILLER, M. S.; CLAYTON SPILLER, C.; GARLET, J. Arthropod bioindicators of environmental quality. **Revista Agroambiente** v. 12, n. 1, p. 425-441, 2018.
- VERGÍLIO, P. C. B.; KNOLL, F. D. R. N.; MARIANO, D. D. S.; DINARDI, N. M.; UEDA, Y.; CAVASSAN, O. Effect of brushwood transposition on the leaf litter arthropod fauna in a cerrado area. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 5, p. 1158-1163, 2013.

ZANINI, L.F.P.; PIMENTEL, G.B. Mapa das Jazidas de Carvão Mineral. Porto Alegre, CPRM - Serviço Geológico do Brasil, 1v., escala 1:250.000. 2006.

4 DISCUSSÃO

A técnica de plantio de mudas nativas em núcleos tende a ser um método mais natural, que utiliza a aptidão das espécies e possui um custo menor, quando comparado aos projetos tradicionais de reconfiguração topográfica, reconstrução das camadas do solo e revegetação em área total. Tais medidas não foram efetivadas na área em questão e ao serem cessadas as atividades de mineração, resultou em um passivo ambiental com alto grau de degradação.

Ao implantar a técnica no local buscava-se ter uma informação sobre o potencial de resiliência da área e se a restauração através de uma técnica que busca expandir o potencial regenerativo, poderia iniciar a sucessão ecológica que estava estagnada. O desempenho da maioria das espécies nativas implantadas se mostrou deficiente devido ao baixo crescimento das variáveis dendrométricas analisadas, sobretudo em altura e produção de copa. Este fato era esperado, ao passo que o sítio é muito limitante ao crescimento vegetal. Mesmo com taxas de sobrevivência acima dos 80%, a maioria das espécies estão morrendo, devido a vários fatores já discutido no decorrer do artigo. Nesse sentido, os núcleos como um todo, não cumpriram sua função nucleadora, porém, obtiveram-se resultados promissores na detecção de espécies adaptadas às condições da área.

Mimosa bimucronata foi a espécie que mais cresceu e se desenvolveu, demonstrando seu caráter pioneiro e ruderal. A alta taxa de sobrevivência, a sua ampla área de copa e as relações simbióticas já discutidas, fazem desta uma espécie chave na restauração de áreas mineradas severamente degradadas e que não passaram por processos de recuperação anteriores. Este fato inclusive foi um fator limitante na discussão e comparação dos resultados do presente estudo, pois a maioria dos trabalhos estuda os efeitos da restauração ou revegetação de áreas mineradas que já passaram por alguma etapa de reconstrução do solo e não de áreas onde o substrato é um saprolito exposto tal e qual ao abandonado após o esgotamento da mina.

A transposição de galharia apresentou resultados rápidos quanto à associação da fauna. Em um ano de monitoramento foi registrado a ocorrência de 23 ordens, destacando aquelas que compõem a macro e mesofauna edáfica. A alta frequência de grupos relacionados à degradação da galharia, decomposição da matéria orgânica e com hábitos que beneficiam o solo em vários aspectos físicos e químicos, é um resultado muito promissor. Promissor por

que a galharia objetiva também, além de atrair e favorecer as populações da fauna, agregar matéria orgânica nos locais onde foram instaladas, onde o solo era exposto e sem cobertura vegetal. Não foi avaliado nesse estudo, porém espera-se que esse substrato formado pela ação conjunta das intempéries climáticas e da decomposição pelos organismos da fauna, sirva de base para a germinação de sementes que a fauna porventura trará até esses locais.

Foi possível verificar a complexificação da cadeia alimentar através da ocorrência de espécies de diferentes níveis tróficos e que são atraídas pela presença de outras.

A metodologia utilizada para a amostragem da fauna associada às galharias foi desenvolvida para facilitar a coleta de dados e monitoramento de indicadores relacionados a esta técnica, a qual se mostrou aplicável e de fácil obtenção dos dados.

Ambas as técnicas foram implantadas no mesmo local e tendem a se consorciar e se complementarem no papel de oferecer subsídios para a sucessão da área. Tanto os núcleos de árvores, quanto as galharias propiciaram uma heterogeneização dos habitats, fornecendo espécies e locais que possibilitem a interação com a fauna e com o meio edáfico. Dessa forma as técnicas agiram como gatilhos ecológicos que em dois anos e meio de monitoramento promoveram avanços sucessionais.

A área do estudo estava há quase duas décadas estagnada, sem a expressão de vegetação arbustiva ou arbórea e sem meios de interagir com a fauna ou com os ambientes adjacentes. Porém, após dois anos e meio de implantação das técnicas, a configuração da área é outra, com maior nível de interação, expressão de grupos vegetacionais e com ambientes propícios ao estabelecimento de comunidades.

Sendo assim, as pesquisas realizadas são complementares no que diz respeito às suas funções dentro da restauração de uma área minerada, além de seus resultados positivos mostrarem potencial para serem replicados em outros projetos de restauração de passivos ambientais na região do estudo.

5 CONCLUSÃO

Os resultados indicam que a técnica de nucleação com plantio de mudas nativas só é válida quando forem usadas as espécies mais adaptadas ao sítio limitante. Espécies com exigências específicas, sobretudo de luz e nutrientes devem ser evitadas no tipo de área como a do estudo. Devem ser preferidas espécies rústicas e com maior número de aptidões para desenvolver relações simbióticas com os demais elementos do ecossistema em questão.

Mimosa bimucronata foi a espécie que mais se desenvolveu e configurou os núcleos, mostrando seu papel de recobrimento do solo, e agregação de outras espécies vegetais.

As galharias obtiveram um rápido aumento no número de ordens associadas registradas no período de um ano. Os ganhos ecológicos relacionados à associação da fauna encontrada com a física e química do solo são muito importantes para que haja a formação de um substrato que futuramente sirva de base para a germinação de sementes dispersas pela fauna. A metodologia utilizada para o monitoramento é inovadora e demonstrou ser aplicável quando se busca monitorar indicadores como a fauna.

Ambas as técnicas promoveram gatilhos ecológicos para que houvesse o aumento de interações e a aceleração do processo de sucessão, o qual avançou em dois anos e meio de aplicação das técnicas.

6 APÊNDICES

APÊNDICE A– Lista das ordens da fauna (em ordem alfabética) e suas respectivas unidades taxonômicas, as quais são apresentadas de acordo com o maior nível de identificação alcançado sendo ordem, família, gênero ou espécie. Os asteriscos indicam o levantamento em determinada unidade taxonômica ocorreu e o traço indica quando não ocorreu.

Ordem	Unidade Taxonômica	Lev 1	Lev 2	Lev 3	Lev 4	Lev 5	Lev 6
Anura	Anura	-	*	*	-	-	-
Anura	<i>Leptodactylus gracilis</i>	-	-	*	*	*	*
Anura	<i>Leptodactylus ocellatus</i>	-	-	-	-	-	*
Anura	<i>Melanophryniscus</i> sp.	-	-	-	*	-	*
Anura	<i>Physalaemus</i> sp. 1	*	*	-	-	-	*
Anura	<i>Physalaemus</i> sp. 3	-	*	-	-	*	*
Anura	<i>Physalaemus</i> sp. 4	-	-	-	-	-	*
Araneae	Araneae 1	-	*	-	-	-	-
Araneae	Araneae 2	-	*	*	-	-	-
Araneae	Araneae 3	-	-	*	-	-	-
Araneae	Araneae 4	-	-	-	-	*	-
Araneae	Araneae 5	-	-	-	-	*	*
Araneae	Araneae 6	-	-	-	-	*	*
Araneae	<i>Loxosceles</i> sp. 1	-	-	*	-	-	-
Araneae	<i>Loxosceles</i> sp. 2	-	-	-	*	-	-
Araneae	<i>Lycosa</i> sp. 1	*	*	*	-	*	*
Araneae	<i>Lycosa</i> sp. 2	-	*	*	*	*	*
Araneae	<i>Lycosa</i> sp. 3	-	-	-	-	*	*
Blattodea	Blattodea 1	-	*	-	*	*	-
Blattodea	Blattodea 2	-	-	-	-	*	-
Blattodea	Blattodea 3	-	-	-	-	-	*
Blattodea	Ectobiidae 1	*	*	-	-	-	*
Blattodea	Ectobiidae 2	-	-	-	-	-	*
Blattodea	Ectobiidae 3	-	-	-	*	-	-
Coleoptera	Carabidae	-	*	-	-	-	-
Coleoptera	Coleoptera 1	-	-	*	-	-	-
Coleoptera	Coleoptera 2	-	-	-	*	*	-
Coleoptera	<i>Diloboderus</i> sp.	-	-	-	-	-	*
Coleoptera	Lampyridae	-	-	-	-	-	*
Coleoptera	Scarabeidae	-	*	*	*	*	*
Entognatha	Collembola	-	-	-	-	*	*
Diptera	Bombyliidae	-	*	-	-	-	-
Diptera	Diptera 2	-	-	-	-	*	-
Diptera	<i>Palpada</i> sp.	-	-	-	-	-	*
Diptera	Syrphidae	-	-	-	-	*	-
Gymnophiona	Gymnophiona	-	-	-	-	-	*
Haplotaxida	Haplotaxida	-	-	-	-	*	*
Hemiptera	Cercopidae	-	*	-	-	-	-
Hemiptera	Cicadellidae	-	*	-	-	-	-
Hemiptera	<i>Edessa</i> sp.	-	-	-	*	-	-
Hemiptera	<i>Largus rufiventris</i>	-	-	-	*	*	-
Hemiptera	Pentatomidae 1	-	-	-	*	-	-
Hemiptera	Pentatomidae 2	-	-	-	*	-	-
Hemiptera	Reduviidae	-	-	*	*	-	*
Hymenoptera	<i>Acromyrmex heyeri</i>	-	-	*	*	*	*
Hymenoptera	<i>Acromyrmex</i> sp.	-	-	*	*	-	-
Hymenoptera	<i>Agelaia</i> sp.	*	-	-	-	-	-

Continua

		Continuação					
Ordem	Unidade Taxonômica	Lev 1	Lev 2	Lev 3	Lev 4	Lev 5	Lev 6
Hymenoptera	<i>Apis mellifera</i>	-	-	-	-	-	*
Hymenoptera	<i>Brachygastra</i> sp.	-	-	-	-	*	*
Hymenoptera	<i>Camponotus</i> sp.	-	*	-	*	*	*
Hymenoptera	Hymenoptera 1	-	*	*	*	*	-
Hymenoptera	Hymenoptera 2	-	-	*	-	-	*
Hymenoptera	Hymenoptera 3	-	-	-	-	*	-
Hymenoptera	<i>Pogonomyrmex</i> sp.	-	-	*	-	-	*
Hymenoptera	<i>Solenopsis</i> sp.	-	-	-	-	-	*
Hymenoptera	<i>Wasmannia</i> sp.	-	-	-	-	*	-
Isopoda	Porcellionidae	*	*	-	*	*	*
Isoptera	Rhinocricidae	*	-	*	*	*	*
Isoptera	Rhinotermitidae	*	*	*	*	*	*
Lacertilia	Lacertilia	-	-	-	*	-	-
Lacertilia	Lacertilia 2	-	-	-	-	-	*
Lepidoptera	Erebidae	-	-	-	-	-	*
Lepidoptera	Lepidoptera	-	*	-	-	-	-
Mantodea	Mantidae	-	-	-	*	-	-
Opiliones	opiliones 2	-	-	-	-	*	*
Opiliones	opiliones 3	-	*	-	-	*	*
Opiliones	opiliones 4	-	-	-	-	-	*
Orthoptera	Acrididae	-	*	-	-	-	-
Orthoptera	<i>Cylindrotettix</i> sp.	*	-	-	-	-	-
Orthoptera	Gryllidae 1	*	*	-	-	*	*
Orthoptera	Gryllidae 2	-	-	-	*	-	*
Orthoptera	Gryllidae 3	-	-	-	-	*	-
Orthoptera	Gryllotalpidae	-	-	-	*	-	-
Orthoptera	<i>Neoconocephalus</i> sp.	-	-	-	*	-	-
Orthoptera	Orthoptera	-	-	-	-	*	-
Orthoptera	Proscopiidae	-	*	-	-	-	-
Orthoptera	<i>Schistocerca</i> sp.	-	*	-	-	-	-
Orthoptera	<i>Xyleus</i> sp.	-	*	-	-	-	-
Phasmatodea	Phasmida	-	*	-	-	-	*
Phasmatodea	Phasmida 2	-	-	-	-	*	-
Scolopendromorpha	Scolopendromorpha	-	-	*	-	-	*
Scorpiones	<i>Bothriurus</i> sp.	*	-	-	*	-	-
Scorpiones	<i>Tityus</i> sp.	-	*	-	-	-	-
Squamata	<i>Bothrops</i> sp.	-	-	-	-	-	*
Pulmonata	<i>Bulimulus</i> sp.	-	*	*	-	*	-

Fonte: Autor