MG.BIOTA

v.10, n.3 – Outubro / Dezembro 2017
ISSN 1983-3687
Distribuição Gratuita

INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS - MG
DIRETORIA DE PROTEÇÃO À FAUNA
GERÊNCIA DE PROJETOS E PESQUISAS



Recuperação de áreas degradadas em Unidades de Conservação

Recuperação das áreas invadidas por *Melinis minutiflora* P. Beauv. (capim meloso)

Serapilheira acumulada em dois estágios de sucessão

Em Destaque: *Euterpe edulis* Mart. (Palmito)

EXPEDIENTE

MG.BIOTA

Boletim de divulgação científica da Diretoria de Proteção à Fauna/IEF que publica trimestralmente trabalhos originais de contribuição científica para divulgar o conhecimento da biota mineira e áreas afins. O Boletim tem como política editorial manter a conduta ética em relação a seus colaboradores.

Equipe

Janaína A. Batista Aguiar

Maria Margaret de Moura Caldeira (Coordenação)

Mônica Maia

Rodrigo Teribele

Rosinalva da Cunha dos Santos

Sandra Mara Esteves de Oliveira (Coordenação)

Taynara Carolina Roque (Estagiária)

Colaborador deste número

Emerson Gomes

PUBLICAÇÃO TÉCNICA INFORMATIVA MG.BIOTA

Edição: Trimestral
Tiragem: 5.000 exemplares
Diagramação: Raquel Morais Mariani – SECCRI / SIOMG

Normalização: Silvana de Almeida – Biblioteca – SISEMA

Corpo Editorial e Revisão: Janaína A. Batista Aguiar, Maria Margaret de Moura Caldeira, Priscila Moreira de Andrade, Rodrigo Teribele, Rosinalva da Cunha dos Santos, Sandra Mara Esteves de Oliveira

Arte da Capa: John Eurico - SECCRI / SIOMG

Fotos: Arquivo do PESB, Elisanie Oliveira Lima, Maria Rita Scotti, Pedro Manuel Villa, Sebastião Venâncio Martins

Foto Capa: Sebastião Venâncio Martins

Imagem: *Euterpe edulis*

Foto Contra Capa: Evandro Rodney

Impressão : Prodemge

Endereço:
Rodovia Papa João Paulo II, nº 4143, Prédio Minas Bairro Serra Verde – Belo Horizonte – Minas Gerais
Brasil – CEP: 31.630-900
E-mail: projetospesquisas.ief@meioambiente.mg.gov.br
Site: www.ief.mg.gov.br

FICHA CATALOGRÁFICA

MG.Biota: Boletim Técnico Científico da Diretoria de Proteção à Fauna do IEF – MG. v.1, n.1 (2008) – Belo Horizonte: Instituto Estadual de Florestas, 2008-

v.; il.
Edição trimestral a partir do v.6, n.1. 2013.
ISSN: 1983-3687

1. Biosfera – Estudo – Periódico. 2. Biosfera – Conservação. I. Instituto Estadual de Florestas. Diretoria de Proteção à Fauna

CDU: 502

Catalogação na Publicação – Silvana de Almeida CRB. 1018-6

Instruções para colaboradores MG.Biota

Os autores deverão enviar os seus artigos à Gerência de Projetos e Pesquisas (GPROP), conforme normas técnicas para colaboradores e acompanhada de uma declaração de seu autor ou responsável, nos seguintes termos:

"Transfiro para o Instituto Estadual de Florestas, por meio da Diretoria de Proteção à Fauna, todos os direitos sobre a contribuição (citar Título), caso seja aceita para publicação no MG.Biota, publicado pela Gerência de Projetos e Pesquisas. Declaro que esta contribuição é original e de minha responsabilidade, que não está sendo submetida a outro editor para publicação e que os direitos autorais sobre ela não foram anteriormente cedidos à outra pessoa física ou jurídica".

OBS.: caso o artigo submetido seja resultado de pesquisa autorizada pelo IEF, citar número da autorização na referida declaração.

A declaração deverá conter: Local e data, nome e endereço completos, CPF e documento de identidade.

Normas técnicas para os colaboradores:

Os pesquisadores/autores devem preparar os originais de seus trabalhos, conforme as orientações que se seguem: NBR 6022 (ABNT, 2003).

1. Os textos deverão ser inéditos e redigidos em língua portuguesa;
2. Os artigos terão, no máximo, 25 laudas em formato A4 (210x297mm), impresso em uma só face, sem rasuras, fonte Arial, tamanho 12, espaço entre linhas de 1,5 e espaço duplo entre as seções do texto, assim como entre o texto e as citações longas, as ilustrações, as tabelas e os gráficos;
3. Os originais deverão ser entregues em duas vias impressas e uma via em CD-ROM (digitados em Word for Windows), com a seguinte formatação:

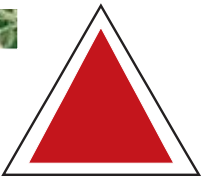
a) Título centralizado, em negrito e apenas a primeira letra maiúscula;
b) Nome completo do(s) autor(es), seguido do nome da instituição e titulação na nota de rodapé;
c) Resumo bilíngüe em português e inglês com, no máximo, 120 palavras cada;
d) Introdução, desenvolvimento (material e métodos, resultados e discussão), considerações finais ou conclusões;
e) As ilustrações (figuras, tabelas, desenhos, gráficos, mapas, fotografias, etc.) devem ser enviadas no formato TIFF ou EPS, com resolução mínima de 300 DPIs, em arquivo separado. Deve-se indicar a disposição preferencial de inserção das ilustrações no texto, utilizando para isso, no local desejado, a indicação da figura e o seu número, porém a comissão editorial se reserva do direito de uma recolocação para permitir uma melhor diagramação;
f) Uso de itálico para termos estrangeiros;
g) As citações no texto e as informações recolhidas de outros autores devem se apresentar segundo a norma: NBR 10520(ABNT, 2002);
   - Citações textuais curtas, com 3 linhas ou menos, devem ser apresentadas no corpo do texto entre aspas e sem itálico;
   - Citações textuais longas, com mais de 3 linhas, devem ser apresentadas em fonte Arial, tamanho 10 e devem constituir um parágrafo próprio, recuado, sem necessidade de utilização de aspas;
   - Notas explicativas devem ser apresentadas em rodapé, em fonte Arial, tamanho 10, enumeradas.
h) As referências bibliográficas deverão ser apresentadas no fim do texto, devendo conter as obras citadas, em ordem alfabética, sem numeração, seguindo a norma: NBR 6023(ABNT, 2002);
i) Os autores devem se responsabilizar pela correção ortográfica e gramatical, bem como pela digitação do texto, que será publicado exatamente conforme enviado.

Corpo Editorial MG.Biota

Endereço para remessa:

Instituto Estadual de Florestas - IEF
Gerência de Projetos e Pesquisas – GPROP
Boletim MG.Biota
Cidade Administrativa PresidenteTancredo Neves
Edifício Minas - 1º andar – Estações de trabalho: 01-232, 01-234 e 01-236
Rodovia Papa João Paulo II, 4143
Bairro: Serra Verde
Belo Horizonte - MG
CEP: 31.630-900
email: projetospesquisas.ief@meioambiente.mg.gov.br
Telefones: (31) 3915-1324 e (31) 3916-9287.

MG.BIOTA



INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS - MG
DIRETORIA DE PROTEÇÃO À FAUNA
GERÊNCIA DE PROJETOS E PESQUISAS

MG. BIOTA	Belo Horizonte	v. 10 n. 3	out./dez.	2017

SUMÁRIO

Editorial 03

Conceitos, modelos e procedimentos para recuperação de áreas degradadas: Unidades de Conservação em destaque

Maria Rita Scotti e Heide Vanessa Souza Santos 04

Invasão de *Melinis minutiflora* no Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM): recuperação das áreas invadidas

Jéssica Oliveira Amaral, Tomas Jansen Lacerda, Samuel L. de Lima Silva, Maria Rita Scotti 17

Serapilheira acumulada em dois estágios de sucessão de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, MG

Pedro Manuel Villa; Gilberto Fialho Moreira; Elisanie Oliveira Lima; Gustavo Heringer; Sebastião Venâncio Martins, Adalberto Santos Rocha 33

Em Destaque:

Euterpe edulis Mart., espécie chave no enriquecimento de áreas em restauração da Mata Atlântica

Aurino Miranda Neto, Kelly de Almeida Silva, Sebastião Venâncio Martins, Aldo Teixeira Lopes 49

EDITORIAL

Essa edição do boletim de divulgação científica MG.BIOTA debruça-se sobre os processos de restauração ecológica, isto é, as práticas de recuperação de áreas naturais, especialmente em locais inseridos em unidades de conservação. A área de estudo é relativamente nova e ainda são necessários relacionar e normatizar os conhecimentos teóricos já existentes para orientar as novas empreitadas.

O primeiro artigo, "Conceitos, modelos e procedimentos para recuperação de áreas degradadas: Unidades de Conservação em destaque" resgata e lista orientações encontradas na literatura para diagnosticar impacto ambiental e os procedimentos de restauração. Na recuperação de áreas degradadas em UCs, os autores são categóricos: "é absolutamente prioritário o uso de espécies nativas do bioma e do extrato vegetal específico do local alvo da recuperação".

Já no capítulo "Invasão de *Melinis minutiflora* no Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM): recuperação das áreas invadidas", os estudiosos relatam a experiência com o conhecido capim-meloso na unidade de conservação localizada na Região Metropolitana de Belo Horizonte. A gramínea é proveniente da África e foi introduzida no Brasil para a cobertura de pastos para alimentação de gado leiteiro.

O terceiro artigo do Boletim tem o título "Serapilheira acumulada em dois estágios de sucessão de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, MG". Serapilheira é a camada superficial do solo de florestas e bosques, feita de folhas, ramos e outros materiais em decomposição, misturados a terra. O estudo avaliou dois trechos de floresta na unidade de conservação localizada na Zona da Mata Mineira.

Em destaque "*Euterpe edulis* Mart., espécie chave no enriquecimento de áreas em restauração da Mata Atlântica" aborda a espécie de palmeira, nativa da Mata Atlântica, pertencente à família Arecaceae e conhecida popularmente como palmito-juçara.

Boa leitura!

João Paulo Mello Rodrigues Sarmento
Diretor Geral - IEF

Conceitos, modelos e procedimentos para recuperação de áreas degradadas: Unidades de Conservação em destaque

Maria Rita Scotti[1] e Heide Vanessa Souza Santos[2]

Resumo

A recuperação ambiental é uma ciência inter e trans-disciplinar envolvendo diferentes áreas do conhecimento o que torna a comunicação entre os partícipes mais difícil e muitas vezes os resultados não são comparáveis. Esta revisão pretende atualizar os conceitos vigentes relativos à recuperação ambiental e restauração ecológica, assim como, atualizar e elucidar os critérios apontados pela ciência que devem orientar e nortear a recuperação ambiental de áreas degradadas em Unidades de Conservação.

Palavras chave: restauração ecológica, revegetação, reabilitação, remediação, recuperação de áreas degradadas, Unidades de Conservação.

Abstract

Environmental recovery is an inter and trans-disciplinary science involving different areas of knowledge which makes communication among the participants harder and often the results are not comparable. This review aims to update the current concepts related to environmental recovery and ecological restoration, as well as update and clarify the criteria that should guide the decisions related to environmental recovery of degraded areas in protected sites

Keywords: restoration ecology, reforestation, rehabilitation, remediation, reclamation, protected sites.

[1] Professora Departamento de Botânica/ICB/UFMG, Doutora.
[2] Programa de pós-graduação em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre – Doutoranda.

Sistemas naturais e sua estabilidade

Uma das características fundamentais dos sistemas é a homeostase. Homeostasia é a capacidade autorreguladora de um sistema que permite manter o estado de equilíbrio dinâmico de suas variáveis essenciais e de seu ambiente, ou seja, sua estabilidade. Mudanças no sistema ocorrem naturalmente (SCHENIDER & KAY, 1994) devido às pressões evolutivas ou de adaptações que melhoram suas chances de sobrevivência e maximizam sua capacidade de menor entropia ou menor energia.

Os sistemas naturais são altamente complexos, geralmente compostos por muitos elementos que interagem de forma não linear, mas estável. A perda de sua estabilidade gera um modelo caótico capaz de levar ecossistemas inteiros ao colapso. (ALLESINA & SI TANG, 2012).

Sistemas estáveis são capazes de reagir a um distúrbio, absorvendo seu impacto e regulando a variação em sua estrutura e processos ecológicos (GANDOLFI *et al*., 2007). Por outro lado, sistemas instáveis são deslocados de seu equilíbrio tornando-se vulneráveis e com elevados riscos de colapso (ALLESINA & SI TANG, 2012) porque perderam a sua resiliência ou capacidade de retornar às suas funções e se reorganizar estruturalmente após uma perturbação ou um impacto (PIMM, 1984; WHITE & STROMBERG, 2009).

A diversidade biológica, usualmente medida pela riqueza e abundância de organismos, foi considerada, por muito tempo, o pilar da restauração ecológica, tendo como base a teoria da Biodiversidade funcional ecossistêmica ou "Biodiversity-Ecosystem Function" (BEF) a qual prediz que o funcionamento ideal de um ecossistema depende da biodiversidade e quanto maior o número de espécies maior a excelência funcional, sem considerar a evolução das relações funcionais positivas e negativas do sistema. (GRIME, 1997).

Porém, somente nas últimas décadas, as interações entre espécies e a frequência relativa de cada uma foram também entendidos como fatores determinantes da estabilidade dos sistemas naturais (MOUGI & KONDOH, 2012; ALLESINA & SI TANG, 2012). Um sistema estabilizado é consequência de diferentes tipos de interações funcionais complexas e autossustentáveis embasando a ideia da integração função e biodiversidade.

Área Preservada: uma referência para a recuperação de áreas degradadas

O entendimento dos ecossistemas como sistemas funcionais, abertos e dinâmicos (CHOI, 2004) explica as oscilações da biodiversidade nos processos de recuperação ambiental. Esta visão de alterações da biodiversidade ao longo de um processo de recuperação ecológica permitiu a Grime (1998) propor uma classificação funcional das relações entre espécies como dominantes, subordinadas e transitórias. Tal classificação explica a perda da biodiversidade e da riqueza de espécies nos processos iniciais de recuperação quando as espécies dominantes exercem seu papel prioritário de produtividade ecológica (DOHERTY *et al.*, 2011).

Assim, a biodiversidade e os estádios sucessionais não constituem os mecanismos de aferição da estabilidade de um sistema em seu processo inicial de recuperação. A maior diversidade estará correlacionada com a estabilização de grupos funcionais ao final do processo de recuperação, quando se atinge a estabilidade funcional similar à de uma área natural ou área de referência. A recuperação de um sistema degradado que sofreu ruptura definitiva de sua estabilidade dependerá do entendimento da estrutura e das relações funcionais interespecíficas dominantes no sistema natural preservado (BEAUCHAMP & SHAFROTH, 2011).

A identificação de tais rupturas só poderá ser feita comparativamente a um sistema íntegro, e por isso as áreas preservadas são utilizadas como referência para se recuperar uma área que perdeu as interações inter e intraespecíficas no mesmo bioma. Stoddard *et al*. (2006), propôs o termo área de "referência para integridade biológica" ou ''Reference condition for biological integrity", (RCBI), pois este termo tornaria obrigatório o conhecimento estrutural e funcional da área de referência e da área em recuperação. Sob este ponto de vista os levantamentos fitossociológicos e os estudos da biota e dos ciclos biogeoquímicos nas áreas preservadas dariam subsídios e orientação para as decisões de manejo e dos planos de recuperação (CASTELLI *et al*., 2015).

Portanto, a recuperação de uma área degradada é complexa, composta por diferentes etapas de construção funcional do sistema, que conduzem a estádios de semiestabilidade em direção ao estádio clímax de estabilidade desejável. Assim, o prognóstico de recuperação deverá ser alicerçado não só em critérios estruturais, mas especialmente funcionais de acordo com a área de referência ou área preservada.

Degradação ambiental

De acordo com a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), em seu artigo 3º, inciso II, a degradação ambiental é qualquer "alteração adversa das características do meio ambiente".

Ao longo de muitos anos a recuperação de áreas degradadas foi feita independentemente do diagnóstico das alterações ocorridas e de suas consequências para o ecossistema e por isso as intervenções foram feitas de forma empírica e os resultados em geral são contraditórios. A ecologia da restauração é uma ciência que surgiu para preencher esta lacuna e tem como objetivo relacionar os conhecimentos teóricos com as práticas de recuperação, gerando modelos que expliquem os diferentes componentes da degradação e consequentemente da recuperação (TEMPERTON *et al*., 2007). Esses modelos trabalham com componentes múltiplos e o julgamento do sucesso ou insucesso de um procedimento estará atrelado a uma explicação técnico-científica que permitirá a criação de critérios de julgamento, assegurando a sua reprodutibilidade. Somente o entendimento do processo de degradação permitirá o estabelecimento de técnicas e procedimentos de recuperação (HOBBS & CRAMER, 2008).

[3] Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981 - institui a Política Nacional de Meio Ambiente.

Whisenant (1999; 2002) propôs um modelo conceitual mostrando que o processo de degradação ambiental é composto por perdas ambientais sucessivas caracterizando um processo em espiral, dinâmico e interativo que resulta na degradação dos componentes do ecossistema encontrado na área preservada. Na figura 1 está apresentada uma adaptação do modelo de Whisenant para degradação de uma Floresta Ripária. De acordo com esse modelo, cada uma dessas mudanças, provoca outras mudanças, que geram uma espiral de declínio da função e estrutura do ecossistema podendo conduzir a um processo de desertificação.

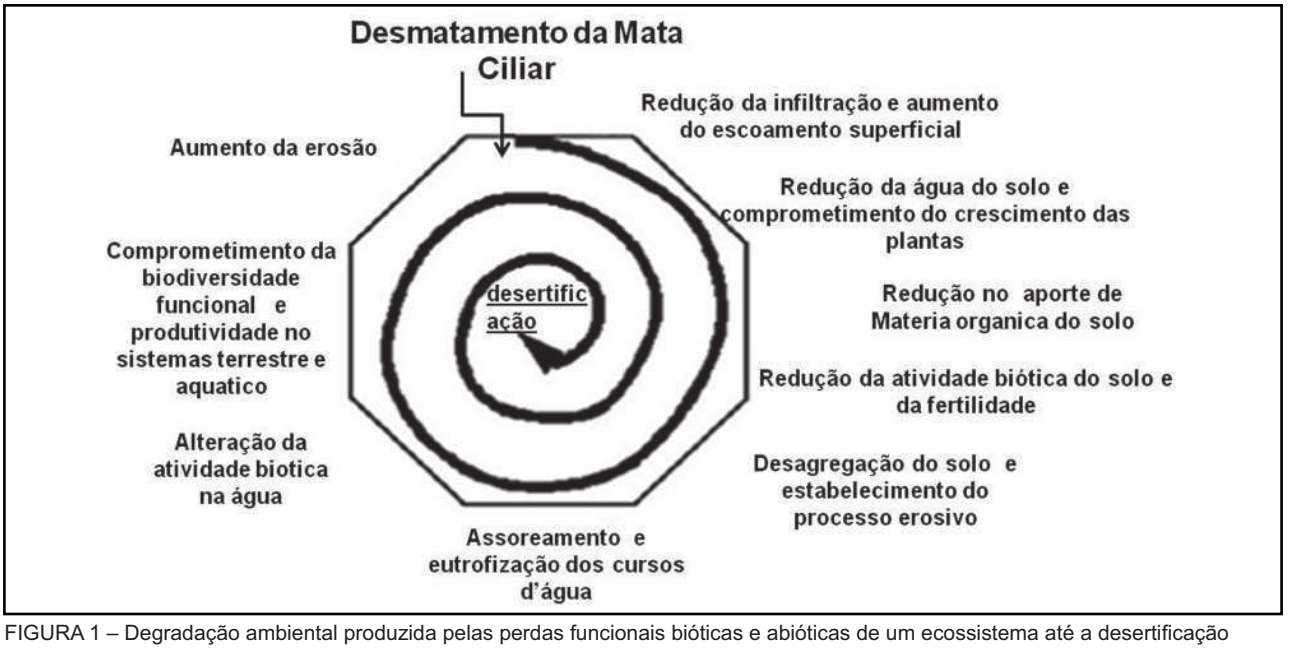


FIGURA 1 – Degradação ambiental produzida pelas perdas funcionais bióticas e abióticas de um ecossistema até a desertificação (Whisenant 1999 e 2002).

Recuperação ambiental

Todos os ecossistemas são regidos por componentes estruturais e funcionais que trabalham conjuntamente com componentes bióticos e abióticos em um equilíbrio dinâmico. Os impactos sobre esse equilíbrio podem afetar diferencialmente cada componente gerando inúmeras perdas qualitativas e quantitativas, variáveis de acordo com o impacto e com o local (KING & HOBBS, 2006).

As perdas de um ecossistema que podem conduzir à desertificação ocorrem gradualmente, passo a passo, mas existem barreiras que representam a resistência do ecossistema e que se rompidas resultarão em perdas ou degradação de elevado impacto e gravidade. Whisenant (1999; 2002); Hobbs & Harris (2001); King & Hobbs (2006) propuseram três estágios de degradação ou de resistência do ecossistema (A, B e C) como mostrado na figura 2. Baseando no mesmo modelo de degradação, Chazdon (2008) propôs o modelo de recuperação apresentado na figura 3 que seria a recuperação de cada estágio perdido.

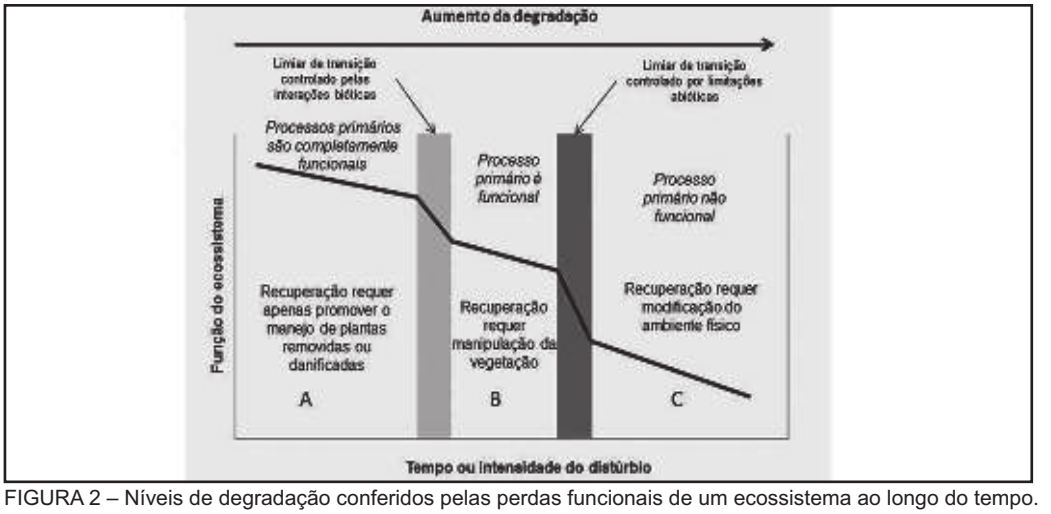


FIGURA 2 – Níveis de degradação conferidos pelas perdas funcionais de um ecossistema ao longo do tempo. Fonte: (modificado de Whisenant 2002, King & Hobbs, 2006).

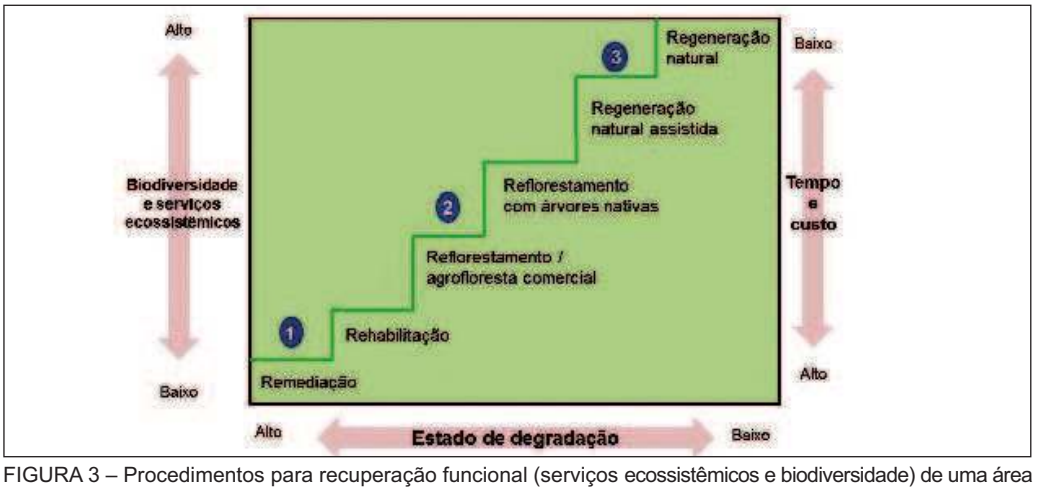


FIGURA 3 – Procedimentos para recuperação funcional (serviços ecossistêmicos e biodiversidade) de uma área degradada. Modificado de Chazdon (2008).

No estágio de degradação A (FIG. 2) existe perturbação da área sem ruptura das funções bióticas e abióticas e, em geral, ocorre resiliência. Nesse caso, a recuperação se faz naturalmente ou com simples enriquecimento da área. Geralmente ocorre retorno às condições originais. Este tipo de recuperação é conhecido como Restauração ou Regeneração. Corresponde ao nível de recuperação 3 (FIG.3) proposto por Chazdon (2008).

No estágio de degradação B (FIG. 2), existe perda da atividade biológica em diferentes graus com ruptura do limiar biológico. Em geral, a recuperação biológica não ocorre naturalmente e quando ocorre é extremamente lenta com graus de eficiência imprevisíveis. Assim, torna-se imprescindível uma intervenção biótica que se baseia na revegetação e na recuperação das atividades biológicas do solo/água. A recuperação funcional é em geral muito bem sucedida podendo ser equiparável à área primitiva (referência), porém, o retorno às condicões primitivas não ocorre. Este tipo de recuperação vem sendo denominada Restabelecimento, Realocação ou ainda para biomas terrestres, Revegetação ou Reflorestamento. Corresponde ao nível de recuperação 2 proposto por Chazdon (2008) na figura 3.

No estágio de degradação C (FIG. 2), ocorrem diferentes graus de perda física e biológica e perda da estrutura do solo, desencadean-

do um processo erosivo que poderá culminar em desertificação. A recuperação se baseia na criação de um novo ecossistema funcional baseada em intervenções abióticas e bióticas, pois, esses dois limiares foram rompidos. A recuperação nesses casos não tem obrigatoriedade de similaridade com a área original, mas recuperação funcional deve ser recomendada. A recuperação é mais complexa devido à ruptutra dos limiares biótico e abiótico. Este tipo de recuperação é denominado Reabilitação e em alguns tipos de intervenção conhecida como Remediação (Reclamation). Corresponde ao nível de recuperação 1, proposto por Chazdon (2008) (FIG. 3).

Serviços ecossistêmicos funcionais em ambientes naturais

Os principais serviços ecossistêmicos no ambiente terrestre são fornecidos pelo solo, tais como: fertilidade do solo, qualidade da água, resistência à erosão e mitigação climática através do sequestro de carbono que (WANG *et al*., 2004).

Esses atributos do solo são fornecidos pela matéria orgânica humificada responsável pela produtividade da vegetação funcionando como reservatório de nutrientes (Nitrogênio, fosforo, potássio e cálcio) pelo tamponamento do pH do solo, pela capacidade de troca catiônica de solo (CTC), pela agregação, porosidade e consequentemente drenagem (SIX *et al*., 2000).

Estas funções dependem essencialmente da formação de substancias húmicas que constituem o produto da decomposição da biomassa vegetal. A matéria húmica oriunda da decomposição da lignina é composta por substancias recalcitrantes e lábeis cujo tempo de residência no planeta varia de décadas a séculos (SCHMIDT *et al*., 2011). A vegetação utiliza os nutrientes oriundos da decomposição da matéria orgânica de forma gradual e parcimoniosa (ZECH *et al*., 1997) especialmente porque, na segunda fase deste processo, a decomposição dos resíduos vegetais ricos em celulose, suberina, cutina e lignina se torna muito lenta (ADANI *et al*., 2007). A velocidade de decomposição da matéria orgânica do solo e sua humificação são regidas pela relação lignina: nitrogênio (BERG, 2000), ou seja, a disponibilidade de nitrogênio acelera a decomposição. A molécula de lignina e ácidos húmicos são especialmente recalcitrantes e resistentes à ação enzimática dos microrganismos não só pela sua complexidade química, mas também, pela limitação do Nitrogênio (WEBSTER *et al*., 2005) já que a maioria dos solos são pobres em nitrogênio.

Atividades que aumentam a disponibilidade de nutrientes no solo, especialmente nitrogênio e fósforo, podem acelerar a decomposição da matéria orgânica. Assim, o corte da vegetação, os incêndios, manejo agrícola e adubação química são procedimentos que aumentam a disponibilidade de nitrogênio, favorecendo a população microbiana decompositora. O desequilíbrio das relações Lignina: nitrogênio pode resultar em rupturas dos limiares bióticos e abióticos e dependendo da intensidade, resultar em dehumificação, desagregação e erosão do solo (OAEDES, 1984; ELLIOTT, 1986).

Procedimentos para recuperação ambiental em Unidades de Conservação

Recomendações na produção de mudas de espécies nativas

Contrastando com as espécies de interesse agronômico, a maioria das espécies utilizadas no Brasil no processo de recuperação de áreas degradadas não exige tratamento de adubação química para o seu crescimento (CAVALCANTE *et al*., 2007; LORENZI, 2000). O uso de fertilizantes no cultivo de espécies nativas pode até mesmo prejudicar a produtividade vegetal (DURIGAN & SILVEIRA, 1999) já que as espécies nativas tem seu aparato enzimático preparado para a utilização de nutrientes oriundos da matéria orgânica do solo. A calagem do solo é utilizada normalmente para correção do pH (6 a 6.5) visando disponibilização dos nutrientes, tais como, P, N e K para plantas agrícolas. Em ambientais naturais às espécies nativas obtêm seus nutrientes a partir da matéria orgânica húmica cujo pH está em torno de 5 a 5.5. O uso da calagem assim como a adubação química podem alterar as populações microbianas e a estabilidade dos agregados do solo. Especialmente o nitrogênio, não sendo utilizado pelas espécies nativas na velocidade prevista, será lixiviado provocando eutrofização das águas, perda da diversidade da flora e fauna e favorecimento de espécies invasoras (MORRIS *et al*., 2011). Por estes motivos não se recomenda o uso de calagem e adubos químicos em áreas de UCs.

A literatura sugere o uso de agentes biológicos para auxiliar a germinação das sementes ou mesmo o uso de adubos orgânicos e inoculantes visando obter uma maior taxa de sucesso na produção de mudas (CHAVES *et al*., 2006; SOUZA *et al*., 2006).

O sucesso do uso de adubo orgânico associado ou não a inoculantes biológicos vem sendo comprovado no crescimento de espécies nativas indicadas para recuperação de áreas degradadas, tais como: *Amburana cearensis* (Allemão) A.C. Smith, *Anadenanthera peregrina* (L.) Speg, *Caesalpinia ferrea* Mart., *Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth, *Centrosema coriaceum* Benth, *Croton urucurana* Baill., *Dalbergia nigra* (Vell.) Fr. All. ex Benth., *Dimorphandra mollis* Benth., *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong, *Eremanthus incanus* (Less.) Less, *Erythrina mulungu* Mart. ex Benth.), *Hymenaea stigonocarpa* Mart. ex Hayne, *Kielmeyera variabilis* Mart., *Myracrodruon urundeuva* (Engl.) Fr. All., *Machaerium nyctitans* (Vell.) Benth., *Nectandra lanceolata* Nees *et* Mart. ex Nees, *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan, *Plathymenia reticulata* Benth., *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub., *Stryphnodendron adstringens* (Mart.) Coville, *Terminalia argentea* Mart. & Zucc., *Tibouchina multiflora* Cogn (LORENZI, 1949, MAIA & SCOTTI, 2010, PAGANO & SCOTTI, 2010; PAGANO *et al*., 2010, PAGANO & SCOTTI 2009, MATIAS *et al*., 2009; DUARTE *et al.,* 2006, SCOTTI & CORRREA, 2004, SANTIAGO *et al*. 2002, MARQUES *et al*., 2001).

A implantação de tais mudas para recuperação de Mata ripária (FIG. 4A) no Ribeirão Sabará (Sabará /MG) confirma a eficácia dos procedimentos de adubação adotados, priorizando-se a adubação orgânica aos 4 anos após plantio (FIG. 4B).



FIGURA 4A – Antes da recuperação.



Fotos: Maria Rita Scotti

FIGURA 4B – Mata Ciliar 4 anos pós recuperação

A Instrução Normativa ICMBIO Nº 11, capítulo II, art. 3º (2014) estabelece que um Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) deverá conter em suas premissas as medidas necessárias à recuperação ou restauração da área perturbada ou degradada, fundamentado nas características bióticas e abióticas da área e conhecimentos secundários sobre o tipo de impacto causado, a resiliência da vegetação e a sucessão secundária.

Considerando as premissas de recuperação de uma área perturbada segundo o Whisenant (1999; 2002), Hobbs & Harris (2001), King & Hobbs (2006), é imprescindível o diagnóstico do impacto para se estabelecer os procedimentos de recuperação. Todo e qualquer diagnóstico de impacto ambiental deve nomear as perdas funcionais ecossistêmicas e com isso aferir o grau de impacto ao qual a área foi submetida. Consequentemente, os procedimentos de recuperação devem conduzir ao restabelecimento dos serviços ecossistêmicos perdidos.

Na recuperação de áreas degradadas em UCs é absolutamente prioritário o uso de espécies nativas do bioma e do extrato vegetal específico do local alvo da recuperação. Recomenda-se a remoção de invasoras e de espécies exóticas e a introdução de espécies nativas arbóreas com elevada diversidade genética e química e produtoras de biomassa (ALEXANDER *et al*., 2011; CAVALHEIRO *et al*., 2002).

Sob este ponto de vista, é importante ressaltar que as práticas de recuperação ambientais realizadas por muitas empresas no Brasil, ainda contemplam, no entanto, espécies exóticas com alto potencial invasivo. Isto ocorre pela falta de diretrizes claras que determinem os procedimentos e os cuidado que um projeto deste tipo deve abranger (ESPÍNDOLA *et al*., 2005).

Para adoção de métodos de recuperação da vegetação nativa, é importante a realização de estudos individuais das áreas, de forma a permitir a escolha de ações apropriadas e diferenciadas para cada situação identificada no campo. O empirismo pode conduzir a resultados imprevistos e gerar desastres ambientais. Ações previamente testadas são a garantia de confiabilidade dos métodos e técnicas e do grau de sucesso da recuperação.

Recomendações quanto ao método de trabalho para recuperação em UCs: "Corpo de Prova", Teste amostral e eficiência metodológica

Qualquer intervenção em UCs é contra indicada, sendo um consenso estabelecido pela maioria dos planos de manejo das UCs. Em situações de extrema necessidade, quando não existe resiliência ou um processo erosivo se encontra instalado, ações de recuperação deverão ser propostas, porém, sugerimos o acompanhamento de um laudo técnico, similarmente ao que ocorre com a restauração de bens do patrimônio artístico e cultural.

Quando se analisa a recuperação de bens tombados pelo patrimônio histórico e artísticos, esta se orienta por conduta metodológica muito criteriosa. A restauração de monumentos históricos que sofreram biodeterioração exige a aplicação de

substâncias biocidas para controle da colonização de fungos e bactérias sobre a pedra. Para se testar a metodologia de recuperação utiliza-se uma amostra da pedra, igualmente deteriorada, conhecida como “corpo de prova”, no qual se faz os testes com biocidas. Após a seleção do agente químico mais adequado, o teste é feito na peça original, teste “*in loco*”, de forma amostral, “teste amostral”, onde apenas pequenas frações do monumento são utilizadas para o teste do produto. Após comprovação da eficiência metodológica é que o monumento receberá o tratamento selecionado (MOHAMMADI & KRUMBEIN, 2008, STERFLINGER & PIÑAR, 2013, WARSCHEIDA AND BRAAMS, 2000).

Baseando nesse entendimento, podemos tratar a UC como um monumento ambiental a ser preservado. Após o diagnóstico de impacto em uma UC a eficiência da metodologia a ser proposta para recuperação deveria ser testada em área similar fora da UC, o que funcionaria como “corpo de prova”. Os indicadores de recuperação devem ser muito claros e devem estar direcionados para recuperação dos serviços ambientais. Uma vez testada a metodologia no “corpo de prova”, a eficiência metodológica ou “teste amostral”, deverá ser realizado na UC. Isso significa utilizar pequenas parcelas de 1 a 2 m² dentro da UC para se comprovar a eficácia do processo de recuperação proposto. Os órgãos gestores e um especialista poderiam acompanhar os resultados que subsidiariam a conduta para recuperação e manejo em UC (KEENLEYSIDE, *et al*., 2014).

Conclusões

1 – Intervenções em UCs não são indicadas;
2 - O diagnóstico de impacto deve ser embasado nas perdas ambientais e caracterizado o grau do impacto;
3 – O procedimento de recuperação deve ser descrito e justificado tendo em vista a recuperação dos serviços ecossistêmicos;
4 – O procedimento de recuperação proposto deve ser previamente testado fora da UC “corpo de prova” e avaliado quanto à recuperação dos serviços ecossistêmicos com acompanhamento de especialista;
5 – As intervenções aprovadas devem ser testadas dentro da Unidade de Conservação em parcelas restrita, “teste amostral”;
6 – Após aprovação das intervenções por equipe especializada o plano de recuperação na UC deve ser apresentado à Gerência da UC para anuência institucional.

Contra-indicado:

• uso de produtos químicos tais como: fertilizantes e insumos químicos, defensivos agrícolas, substancias naturais ou sintetizadas que não foram testadas oficialmente;
• uso de espécies exóticas, invasoras e espécies de uso agronômico férteis.

Recomenda-se:

• uso de espécies nativas oriundas do local específico a ser recuperado.

Referências

ADANI, F.; SPAGNOL, M.; NIEROP, K. G. J. Biochemical origin and refractory properties of humic acid extracted from maize plants: the contribution of lignin **Biogeochemistry**. v.82, p. 55–65. 2007.

ALEXANDER, S.; NELSON, C. R.; ARONSON, J.; LAMB, D.; CLIQUET, A.; ERWIN, K. L.; FINLAYSON, C. M.; GROOT, R. S.; HARRIS J. A.; HIGGS, E. S.; HOBBS, R. J.; LEWIS III, R .R. R.; MARTINEZ, D.; MURCIA, C. Opportunites and challenges for ecological restoration within REDD+. **Restoration Ecology** v. 19, n. 6, p. 683–689. 2011.

ALLESINA, S.; TANG, S. I. Stability criteria for complex ecosystems. **Nature**, New York, v. 483, n.7388, p. 205-208, 2012.

BEAUCHAMP, V. B.; SHAFROTH, P. B. Floristic composition, beta diversity, and nestedness of reference sites for restoration of xeroriparian areas. **Ecological Applications**, Ithaca, N.Y, v. 21, n 2, p. 465–476, 2011.

BERG, B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. **Forest Ecology and Management**, v. 133. p. 13–22. 2000.

CAVALCANTE, T. R. M; NAVES, R. V.; BRAGA FILHO, J. R.; SILVA, L. B. Influência de substratos e do armazenamento de sementes sobre a emergência e crescimento de plântulas de araticum (Annonaceae). **Biosciencia J.**, Uberlândia, v. 23, n. 4, p. 11-20. 2007.

CASTELLI, K. R.; BARRETO, M. G.; FRANCESCONI, W.; MONDELLI, V. L. D; G. A; ABILIO, DA SILVA, F. M.; MARCO A. Analysis of effectiveness of three forest interventionist techniques and proposal of a new and integrated model of forest restoration. **Environmental Technology** JCR , v. 10, p. 1-33, 2015.

CAVALHEIRO, A. L.; TOREZAN, J. M. D.; FADELLI, E. L. Recuperação de áreas degradadas: procurando por diversidade e funcionamento dos ecossistemas. In: MEDRI, M. E.; BIANCHINI E.; SHIBATTA, O. A.; PIMENTA, J. A. (Orgs.). **A bacia do rio Tibagi**. Londrina: UEL/KLABIN/Fundação Araucária/SERCOMTEL/ CONFEPAR, 2002. p. 213-224.

CHAVES, L. L. B.; ARAÚJO, J. G. C.; BARROSO, D. G. Crescimento de mudas de *Anadenanthera macrocarpa* (Benth) Brenan (angico vermelho) em substrato fertilizado e inoculado com rizóbio. **Revista Árvore**, Viçosa - MG, v.30, n.6, p.911-919. 2006.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, New York, v. 320, p 1458-1502, 2008.

CHOI, Y. D. Theories for ecological restoration in changing environment: Toward 'futuristic' restoration **Ecological Research**, Malden, MA, v: 19, p. 75–81, 2004.

DOHERTY, J. M.; CALLAWAY, J. C.; ZEDLER, J. B. Diversity–function relationships changed in a long-term restoration experiment. **Ecological Applications**, Ithaca NY v. 21, p. 2143–2155, 2011.

DUARTE, N. F.; BUCEK, E.; KARAM, D.; SCOTTI, M. R. M. Mixed field plantation of native and exotic species in semi-arid Brazil. **Australian Journal of Botany**, v. 54, p. 755-764, 2006.

DURIGAN, G; SILVEIRA, E. R. Recomposição da mata ciliar em domínio de Cerrado. **Scientia Florestalis**, v. 56, p. 135-144. 1999.

ELLIOTT, E. T., Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 50, p. 627- 633. 1986.

ESPÍNDOLA, M. B.; BECHARA, F. C.; BAZZO, M. S.; REIS, A. A. recuperação ambiental e contaminação biológica: aspectos ecológicos e legais. **Biotemas**, v.18 n.1, p. 27 – 38. . 2005.

GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R. Permeability - Impermeability: canopy trees as biodiversity filters. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v, 64, p. 433-438, 2007.

GRIME, J. P. Benefits of Plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. Journal of **Ecology**, London, v. 86, n. 6, p. 902-910, 1998.

GUPTA, V. V. S. R.; GERMIDA, J. J. Soil aggregation: Influence on microbial biomass and implications for biological processes. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 80, A3–A9. 2015.

HARRIS, J. A.; HOBBS, R. J. Clinical practice for Ecosystem Health: The role of ecological restoration. **Ecosystem Health**. v. 7, p. 195–202. 2001.

HOBBS, R. J; CRAMER, V. A. Restoration ecology: interventionist approaches for restoring and Maintaining Ecosystem Function in the face of rapid environmental change. **Annual Review of Environment and Resources**, Palo Alto, CA, v: 33,

p.39-61, 2008.

KING, E. G., HOBBS, R. J. Identifying Linkages among Conceptual Models of Ecosystem Degradation and Restoration: Towards an Integrative Framework. **Restoration Ecology**, Malden MA, v. 14, n.3, p. 369–378, 2006.

LOREAU, M.; MAZANCOURT, C. Biodiversity and ecosystem stability: a synthesis of underlying mechanisms. **Ecology Letters**, Malden MA, v. 16, n. suppl. 1, p.106–111, 2013.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa: Plantarum, 1992. 2. v. il.

MAIA, J.; SCOTTI, M. R. M. Growth of Inga vera Willd Subsp. affinis under rhizobia inoculation. **Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal**, v. 10, p. 139-149, 2010.

MARQUES, M. S.; PAGANO, M.; SCOTTI, M. R. Dual inoculation of a woody legume (*Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth) with rhizobia and mycorrhizal fungi in south-eastern Brazil. **Agroforestry Systems** v. 52, p. 107 – 117, 2001.

MATIAS, S. R.; PAGANO, M.; MUZZI, F. M.; CARNEIRO A., OLIVEIRA, C.; SCOTTI, M. R. M. Effect of rhizobia, mycorrhizal fungi and phosphate-solubilizing microorganismsin the rhizosphere of native plants used to recover an iron ore area in Brazil. **European Journal of Soil Biology**, v. 45, p. 259 - 266, 2009.

MOHAMMADI, P.; KRUMBEIN, W. E. Biodeterioration of ancient stone materials from the Persepolis monuments (Iran). **Aerobiologia**. v. 24 p. 27–33, 2008.

MORRIS, T. L.; ESLER, K. J.; BARGER N. N.; JACOBS, S. M.; CRAMER, M. D. Ecophysiological traits associated with the competitive ability of invasive Australian acacias. **Diversity and Distributions**, v. 17, p. 898–910. 2011.

MOUGI, A.; KONDOH, M. Diversity of Interaction Types and Ecological Community Stability. **Science**, New York, v: 337, n. 6092, p. 349-352, 2012.

OAEDES, J. M. Soil organic matter and structural stability: Mechanisms and implications for management. **Plant and Soil**, v. 76, p. 319-337. 1984.

PAGANO M.; CABELLO, M.; SCOTTI, M. R. M. Arbuscular mycorrhizal colonization and growth of Eremanthus incanus Less. in a highland field. **Plant, Soil and Environment** (Praha)[JCR], v. 56, p. 412-418, 2010.

PAGANO, M.; SCOTTI, M. R. M. A survey of the arbuscular mycorrhiza occurrence in Paepalanthus bromelioides and Bulbostylis sp. in rupestrian fields, Brazil. **Micologia Aplicada International**, v. 21, p. 1-10, 2009.

PAGANO, M. C. ; SCOTTI M. R. Effect of Phosphorus Fertilization on Arbuscular Mycorrhizal Colonization of Zeyheria tuberculosa a Native Species in Brazil s Forest. **Middle-East Journal of Scientific Research**, v. 6, p. 604-611, 2010.

PICCOLO, A.; CELANO, G.; PIETRAMELLARA, G. Effects of fractions of coal-derived humic substances on seed germination and growth of seedlings (*Lactuga sativa and Lycopersicum esculentum*). **Biology Fertility Soil** v.16, p. 11-51. 1993.

PIMM, S. L. The complexity and stability of ecosystems. **Nature**, New York, v: 307, p.321-326, 1984.

SANTIAGO, G. M.; GARCIA, Q.; SCOTTI, M. R. M. Effect of post-planting inoculation with *Bradyrhizobium sp and mycorrizal* fungi on the growth of Brazilian rosewood, Dalbergia nigra Allem. ex Benth, in two tropical soils. **New Forests**, v. 24, n.1, p. 15-25, 2002.

SCHNEIDER, E. D.; KAY, J. Complexity and Thermodynamics: towards a new ecology. **Futures** v.26, p. 626-647, 1994.

SCHMIDT, M. W. I.; TORN, M. S.; ABIVEN, S.; DITTMAR, T.; GUGGENBERGER, G.; JANSSENS, I. A.; KLEBER, M.; KO GEL-KNABNER, I.; LEHMANN, J.; MANNING, D. A. C.; NANNIPIERI, P.; RASSE, D. P., WEINER, S.; TRUMBORE, S. E. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. **Nature**, v. 478 p. 49-56. 2011.

SCOTTI M. R. M.; CORREA, E. Growth and litter decomposition of woody species inoculated with rhizobia and arbuscular mycorrhizal fungi in Semiarid Brazil. **Annals of Forest Science**, v. 61, p. 87-95, 2004.

SOUZA, C. A. M.; OLIVEIRA, R. B.; MARTINS FILHO, S.; LIMA, J. S. S. Crescimento em campo de espécies florestais em diferentes condições de adubações. **Ciência Florestal**, v.16, n.3, p. 243-249. 2006.

STODDARD, J. L.; LARSEN, D. P.; HAWKINS, C. P.;

JOHNSON, R. K.; NORRIS, R. H. Setting expectations for the ecological condition of Streams: the concept of reference condition. **Ecological Applications**, v. 16, n. 4, p. 1267–1276, 2006.

TEMPERTON, V. M. The recent double paradigm shift in restoration ecology **Restoration Ecology**, v. 15, n. 2, p. 344–347. 2007.

WEINER, S. D. P.; TRUMBORE, S. E. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. **Nature**, 478, 49-56. 2011.

SIX, J.; ELLIOTT, E. T.; PAUSTIAN, K. Soil structure and soil organic matter: II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. **Soil Science Society American Journal**, v: 64 n. 3, p. 1042– 1049. 2000.

SIX, J. PAUSTIAN, K. Aggregate-associated soil organic matter as an ecosystem property and a measurement tool. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 68, p. A4 e A9. 2014.

STERFLINGER, K.; PIÑAR, G. Microbial deterioration of cultural heritage and works of art — tilting at windmills? Applied. **Microbiology Biotechnology**, v. 97, p. 9637–9646. 2013.

WANG, W. J.; BALDOCK, J. A.; DALAL, R. C. ; MOODY, P. W. Decomposition dynamics of plant materials in relation to nitrogen availability and biochemistry determined by NMR and wet-chemical analysis. **Soil Biology Biochemestry**, v. 36, p. 2045–2058. 2004.

WARSCHEID, T.; BRAAMS, J. Biodeterioration of stone: a review. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 46, p. 343- 368. 2000.

WEBSTER, E. A.; HALPIN, C.; CHUDEK, J. A.; TILSTON, E. L.; HOPKINS, D. W. Decomposition in soil of soluble, insoluble and lignin-rich fractions of plant material from tobacco with genetic modifications to lignin biosynthesis. **Soil Biology Biochemistry**, v. 37 p. 751–760. 2005.

WHISENANT, S. G. **Repairing damaged wildlands**: a process orientated landscape-scale approach. Cambridge: Cambridge University Press, United Kingdom, 1999.

WHISENANT, S. G. Terrestrial systems. In: PERROW, M. R.; DAVY, A. J. (Eds.) **Handbook of ecological** restoration: principles of restoration. New York: Cambridge University Press, 2002. p.83–105.v.1.

WHITE, J. M.; STROMBERG, J. C. Resilience, restoration, and riparian ecosystems: case study of a Dryland, Urban River. **Restoration Ecology**, Malden MA v. 19, n. 1, p. 101–111, 2011.

ZECH, W.; SENESI, N.;GUGGENBERGER, G.; KAISER, K.; LEHAMANN, J.; MIANO, T. M.; MILTNER, A.; SCHROTH, G. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. **Geoderma**, v. 79, p. 117–161. 1997.

Invasão de *Melinis minutiflora* no Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM): recuperação das áreas invadidas

*Jéssica Oliveira Amaral[1], Tomas Jansen Lacerda[1], Samuel Lourenço de Lima Silva[1], Maria Rita Scotti[2]**

Resumo

A invasão de *Melinis minutiflora* (P. Beauv.) no Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PERSM) coincide com os incêndios devido seu poder combustível. Avaliou-se o grau invasivo e a distribuição de *M. minutiflora* nos diferentes tipos de vegetação do PESRM, onde seu crescimento se deveu a sua capacidade de oxidar o N - amoniacal em nítrico o que favorece a invasora em detrimento das espécies nativas. O índice de invasão de *M. minutiflora* no PESRM atingiu 70%, especialmente em área de Cerrado e campo rupestre onde predominou o N-nitrico no solo. Os ensaios de recuperação desta vegetação sem o uso de fertilização nitrogenada desfavoreceram a invasão sendo este procedimento indicado para recuperação de áreas atingidas pela invasora no PESRM.

Palavras chave: *Melinis minutiflora*, fogo, nitrogênio, recuperação.

Abstract

The presence of the *Melinis minutiflora* (molasses grass) has increased in the Serra do Rola Moça State Park (PESRM), which has a close relationship with fires since it is a powerful fuel for fire spread. This work aims at estimating the invasive degree and the distribution of *M. minutiflora* across different vegetation strata, since the invasive plant can oxidize N- ammonium to N- nitrate forms, which stimulates itself in detriment of native species. Our results showed also that the invasion index of *M. minutiflora* reached 70% in the Cerrado and campo rupestre vegetation where dominated the N- nitric. The restoration assays without fertilization application reduced invasion and therefore this procedure is choose to restore campo rupestre.

Keywords: *Melinis minutiflora*, fire, nitrogen, restoration

[1] Curso de Ciências Biológicas da UFMG

[2] Professora Departamento de Botânica/ICB/UFMG. Endereço: Departamento Botânica/ICB/UFMG. Av. Antônio Carlos, 6627 Pampulha BH. * Autor para correspondência: Profa Maria Rita Scotti.

Introdução

Conceitos

A ecologia da restauração é uma ciência nova que visa relacionar e normatizar os conhecimentos teóricos com as práticas de recuperação, gerando modelos para recuperação ambiental (GOMEZ-APARICIO *et al*., 2004; TEMPERTON *et al*., 2004).

A disciplina restauração ecológica estuda todos os processos ecológicos envolvidos na recuperação ambiental, assim como contempla também os procedimentos para recuperação de uma área degradada (KING & HOBBS, 2006). A restauração ecológica prevê quatro procedimentos de recuperação (CHAZDON, 2008): 1- Restauração ou enriquecimento (*Restoration*): indicada quando há resiliência e intervenções bióticas ou abióticas não são recomendadas; 2- Revegetação ou restabelecimento (*Revegetation* ou *Reallocation*): procedimento indicado quando existe ruptura de limiares bióticos, não há resiliência. A recuperação se baseia na revegetação e na recuperação das atividades bióticas do solo/água; 3- Reabilitação (*Rehabilitation*): é o procedimento recomendado quando existe ruptura dos limiares bióticos e abióticos, sem resiliência. A recuperação se baseia na criação de um novo sistema, objetivando a recuperação funcional; 4- Remediação: procedimento indicado quando existe ruptura dos limiares bióticos e abióticos, sem resiliência e com envolvimento de um ou mais tipos de contaminantes. A recuperação se baseia na descontaminação com procedimento de revegetação ou de reabilitação, conforme o grau de impacto.

Impactos decorrentes da invasão de *Melinis minutiflora*

Melinis minutiflora (capim-meloso) é uma espécie de gramínea proveniente da África que foi introduzida no Brasil para a cobertura de pastos para alimentação de gado leiteiro (PIVELLO, 2011). Esta planta apresenta sementes leves, pequenas e de fácil dispersão via vento e água, podendo se proliferar de forma eficaz nos mais diversos ambientes em todo o mundo (PIVELLO *et al.*,1999).

Gramíneas de origem africana são amplamente cultivadas nas savanas neotropicais e muitas destas espécies, tal como o *Melinis minutiflora* (capim meloso), são invasoras e disseminadas mesmo em áreas destinadas à preservação (PIVELLO *et al*.,1999). O capim meloso vem sendo considerado a maior ameaça para as espécies nativas do cerrado. De acordo com Hoffmann & Haridasan (2008) o capim meloso tem exercido um efeito danoso na estrutura e função da vegetação herbácea.

A União Internacional para Conservação da Natureza – UICN (1999) define espécie invasora como uma espécie exótica que se estabeleceu em habitats ou ecossistemas naturais, causando mudanças e ameaçando a biodiversidade nativa e os serviços ecossistêmicos relacionados. O impacto ambiental decorrente da invasora se caracteriza pela ruptura biótica sem resiliência. Assim, a recuperação de uma área invadida por *M. minuitiflora* se baseia na revegetação e na recuperação das atividades bióticas e funcionais do solo. Para tanto, é absolutamente

necessário conhecer o mecanismo de competição da invasora e identificar quais atividades biológicas foram perdidas.

As espécies invasoras deslocam as espécies nativas de seus habitats, substituindo-as no ecossistema por competição agressiva e, consequentemente, causando mudanças nos processos de sucessão (MARCHANTE *et al*., 2004). Além da redução da riqueza e da abundância das espécies nativas locais (PYSEK *et a*l., 2011; PARKER *et al*., 1999), *Melinis minutiflora* compromete a estrutura do solo reduzindo a drenagem e porosidade (DYE *et al*., 2001) além de provocar alterações na ciclagem de nutrientes (YELENIK *et al*., 2004) e modificações no regime do fogo.

Relação da invasora com o fogo

O surgimento do fogo tem como base 3 elementos - combustível, comburente e calor. O combustível será o elemento que irá se oxidar, queimar, enquanto o comburente - normalmente oxigênio - será o que irá oxidar o combustível, provocando a chama. Por sua vez, o calor é o que dá ignição (agente ígneo) e que inicia a combustão, como também a mantém e incentiva a sua propagação.

Melinis minutiflora é conhecida popularmente como capim meloso ou capim gordura, por conter em seus tricomas foliares um óleo essencial que atua como combustível altamente inflamável, de fácil ignição (HOFFMANN *et al*., 2004). Dessa forma, essa gramínea entra rapidamente em combustão e permanece incandescente em temperaturas maiores que 400º C (resultados não mostrados). Além disso, suas folhas verdes podem queimar vigorosamente mesmo em condições ambientais com até 95% de umidade relativa do ar (D'ANTONIO & VITOUSEK, 1992) e a sua queima pode liberar até três vezes mais calor quando comparada à queima de cerrado nativo (AIRES *et al.*, 2005). Portanto, no período seco do inverno, *M. minutiflora* é um dos principais agentes da propagação do fogo nos diferentes biomas, tendo em vista que ela mantém o fogo por um maior período de tempo. Por isso, vários autores consideram a espécie uma propagadora dos incêndios, aumentando sua frequência e intensidade (D'ANTONIO & VITOUSEK, 1992). Após o incêndio, toda biomassa vegetal é convertida em cinzas e acumulada na superfície do solo, aumentando a fertilidade momentaneamente. Após a primeira chuva, esses nutrientes são carreados paulatinamente pela água até os cursos d'água. Instaura-se um empobrecimento progressivo do solo. Paralelamente, ocorre a abertura de uma área desnuda a qual se torna propícia ao desenvolvimento de plantas de crescimento rápido, especialmente a invasora, capaz de utilizar os nutrientes residuais do solo com mais rapidez.

As plantas pioneiras e invasoras apresentam um crescimento rápido, prevalecendo sobre a vegetação nativa. Isso porque, especialmente as espécies invasoras como *M. minutiflora*, demandam nutrientes e uma alta intensidade de luz - para a realização da fotossíntese. Ao contrário as espécies nativas utilizam os recursos naturais, como luz, água e nutrientes, de forma parcimoniosa (FUNK & VITOUSEK, 2007; MORRIS *et al*.,

2011; WERNER., 2010).

Após o fogo, o ciclo se fecha com o restabelecimento das plantas invasoras, que agora ocupam uma maior área e na próxima estação seca a invasora se torna novamente o combustível para o incêndio, reiniciando o ciclo. Portanto, a frequência dos incêndios após a invasão por *M. minutiflora,* favorece a ocupação do ambiente por esta espécie, tendo em vista que ela se restabelece e se dispersa rapidamente após o fogo (HUGHES *et al*., 1991), criando assim, um *feedback* positivo (SUDING, 2013). *M. minutiflora* e fogo são positivamente correlacionados, ou seja, a presença da gramínea favorece o fogo e o fogo favorece sua ocupação a novos ambientes. Após a alteração do regime de fogo causado por *M. minutiflora*, observa-se uma tendência à predominância desta espécie no ambiente, com redução da ocorrência de outras espécies (D'ANTONIO & VITOUSEK, 1992), alterando as populações, as comunidades e o funcionamento do ecossistema (BROOKS *et al*., 2004).

A invasão de *Melinis minutiflora* no Parque Estadual da Serra do Rola Moça

O Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM) é um dos mais importantes redutos de preservação de campos rupestres no estado de Minas Gerais (Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Rola Moça 2007). Localizado no Quadrilátero Ferrífero, apresenta grande importância biológica, abrigando, além do campo rupestre, vegetação dos biomas Cerrado e Mata Atlântica.

Os Campos Rupestres sobre canga dividem-se em duas tipologias de acordo com o grau de fragmentação da rocha matriz: campo de canga couraçada, quando a rocha forma um lajedo ou couraça e campo de canga nodular, quando a rocha se mostra fragmentada, permitindo assim maior acúmulo de solo e permeabilidade (RIZZINI, 1997). A vegetação de Campo Rupestre se encontra acima de 1000m de altitude e apresenta elevado grau de diversidade (GIULIETTI & PIRANI, 1988; VIANA & LOMBARDI, 2007). A vegetação dominante dos campos rupestres sobre canga nodular é o campo graminoso composto por gramíneas, espécies herbáceas e sub-arbustos especialmente das famílias Poaceae, Asteraceae, Malpighiaceae e Fabaceae (VIANA & LOMBARDI, 2007) (FIG. 1A). A vegetação chamada de Campo rupestre sobre canga couraçada é similar, mas restrita a nichos ecológicos rodeados por superfícies rochosas, denominadas ilhas de vegetação (FIG. 1B) (CONCEIÇÃO & PIRANI 2007; MATIAS *et al*., 2009).



Fotos: Maria Rita Scotti

FIGURA 1 - A) Campo rupestre sobre Canga nodular e
B) Canga couraçada.

Nos Campos Rupestres espécies de leguminosas dominam de acordo com a área, dependendo de fatores como o tipo de substrato e a altitude. Destacam-se *Mimosa pogocephala* Benth., endêmica da região, *Chamaecrista* spp e *Periandra mediterranea* (Vell.). Por ocorrerem em condições tão particulares e devido ao alto grau de endemismo, a vegetação dos campos rupestre é potencialmente suscetível a impactos competitivos por espécies invasoras como *Melinis minutiflora*. Uma avaliação prévia da ocupação do meloso em áreas de campo rupestre nodular (FIG. 2) e de cerrado estimou que a ocupação dessa invasora no PESRM atingia níveis superiores a 50% da área e que a sua distribuição não era homogênea (SCOTTI *et al*., 2012).



Foto: Maria Rita Scotti

FIGURA 2 - Campo Rupestre graminoso do Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM) invadido por *M. minutiflora.*

Estratégia de invasão de *M. minutiflora*

As características de ocupação de *M. minutiflora*, tais como produção da grande quantidade de sementes e rapidez no crescimento favorecem sua invasão, especialmente porque as suas sementes apresentam alto poder de germinação. Além disto, suas sementes são muito pequenas (1,5 a 2,5mm) e leves (0,00010 a 0,00013g), apresentando fácil dispersão ectozoocórica e anemocórica (MITIDIERI, 1983; MARTINS *et al*., 2004; MARTINS, 2006). Apresentam ainda, capacidade de propagação estolonífera (SKERMAN & RIVERS, 1992). Por isso, essas espécies são dotadas de estratégias reprodutivas e de dispersão de sementes.

Por outro lado, esta invasora provoca redução da riqueza e da abundância das espécies nativas locais (PYSEK *et al*., 2011; PARKER *et al*., 1999) através de mecanismos competitivos que podem alterar a sobrevivência das plântulas nativas do Cerrado (HOFFMANN & HARIDASAN, 2008). Dentre os mecanismos competitivos atribuídos à *M. minutiflora*, capazes de ameaçar a biodiversidade, figura a produção de compostos alelopáticos inibitórios para ger-

minação e crescimento de espécies nativas (D'ANTONIO *et al*., 2001; HOFFMANN & HARIDASAN 2008; SCOTTI *et al*., 2012).

A maioria das espécies invasoras apresenta um crescimento rápido e alta eficiência e rapidez no uso de recursos nutricionais do solo (DAWSON *et al.*, 2011, GROTKOOP *et al.*, 2002) podendo levar a depleção dos nutrientes do solo. Ao contrário, as espécies nativas utilizam os recursos naturais de forma parcimoniosa, luz, água e nutrientes (FUNK & VITOUSEK 2007, MORRIS *et al*., 2011; WERNER *et al.*, 2010). As espécies invasoras são mais hábeis na aquisição de nutrientes, especialmente em ambientes pobres em nutrientes e água (WERNER *et al*., 2010) e o nitrogênio é considerado o elemento limitante (MORRIS *et al*., 2011). Por outro lado, estas espécies estabelecem associações simbióticas com microorganismos promotores do crescimento das plantas (ARMAS *et al*., 2011; MORRIS *et al*., 2011).

Outro mecanismo competitivo estabelecido pela invasora se refere ao comprometimento da estrutura do solo pela modificação da porosidade do solo e da drenagem (DYE *et al*., 2001), devido a alterações nos ciclos biogeoquímicos as quais interferem na formação de agregados do solo. (YELENIK *et al*., 2004, SIX, 2000). Porém, a literatura aponta que a competitividade de *M. minutiflora* é dirigida pela presença de nutrientes disponíveis (D'ANTONIO & MACK, 2006; ASNER & BEATTY, 1996; BUSTAMANTE *et al*., 2012). O rápido crescimento de *M. minutiflora* vem sendo relacionado à grande e rápida demanda por nutrientes, especialmente pelo nitrogênio (D'ANTONIO & MACK, 2006; ASNER & BEATTY, 1996; BARGER *et al*., 2003; BUSTAMANTE *et al*., 2012; SUDING, 2013; SYLVESTER-BRADLEY *et al*., 1988; D'ANTONIO *et al*., 2001; LEISHMAN & THOMSON, 2005; YELENIK & D'ANTONIO, 2013, NOGUEIRA, 2015, RIBEIRO, 2016; RIBEIRO *et al*., 2017). Porém, muitos autores consideram o campo rupestre muito pobre em nutrientes (CARVALHO-FILHO *et al*., 2010; MESSIAS *et al*., 2013) e isto seria um paradoxo frente ao elevado grau de invasão atribuído a *M. minutiflora* no PESRM (SCOTTI *et al*., 2012). Mediante tal contradição, podemos postular duas hipóteses excludentes:

1 - a invasividade de *M. minutiflora* no PESRM é baixa, devido à deficiência de nutrientes no solo; 2 - o solo do PESRM apresenta disponibilidade de nutrientes capaz de suportar alto grau de invasão de *M. minutiflora.*

Uma vez que Ribeiro (2016) e Ribeiro *et al*., (2017) comprovaram que o solo do PESRM apresenta disponibilidade de macronutrientes tais como nitrogênio, propomos estimar o grau de invasividade e ocupação de *M. minutiflora* no PESRM e sua relação com eventos de fogo, visando subsidiar a metodologia para recuperação e manejo da invasora no PESRM.

Metodologia

Avaliação da distribuição da invasora no PESRM

Os mapas referentes à distribuição da vegetação e das áreas de incidência do

fogo, foram extraídos do Plano de Manejo do PESRM. Os mapas de setorização foram fornecidos pela gerência do PESRM, na pessoa de Marcus Vinicius de Freitas. Essas informações foram elaboradas por meio da interpretação de imagens de satélite IKONOS com resolução de um metro.

O mapa de ocupação da invsasora no PESRM, relacionado com a vegetação e drenagem, foi produzido pela Geógrafa Silvia Magalhães (Azul Consultoria).

Estimativa da Ocupação de *Melinis minutiflora* no PESRM

Foram selecionadas oito (8) áreas de trabalho de acordo com o tipo de vegetação e o tipo de solo localizados no mapa de setorização (FIG. 3). Cada área de estudo abrangeu 1.000m² e em cada uma foram traçados 3 transectos de 100m. Em cada transecto foram marcados 25 pontos, tendo cada ponto 1m². A avaliação da ocupação da invasora foi feita em cada ponto, usando o método do quadrante (TOLEDO & SCHULTZ-KRAFT, 1982), que consiste na utilização de um quadrante de 1m² - composto por 100 quadrados de 0,01m² cada. O método do quadrante permitiu estimar a ocupação de *M. minutiflora* por m² em uma área de 0,8 ha. Sabendo as áreas de ocupação da *M. minutiflora*, foi possível relacioná-la com a distribuição do incêndio nas áreas estudadas apontadas na figura 3.

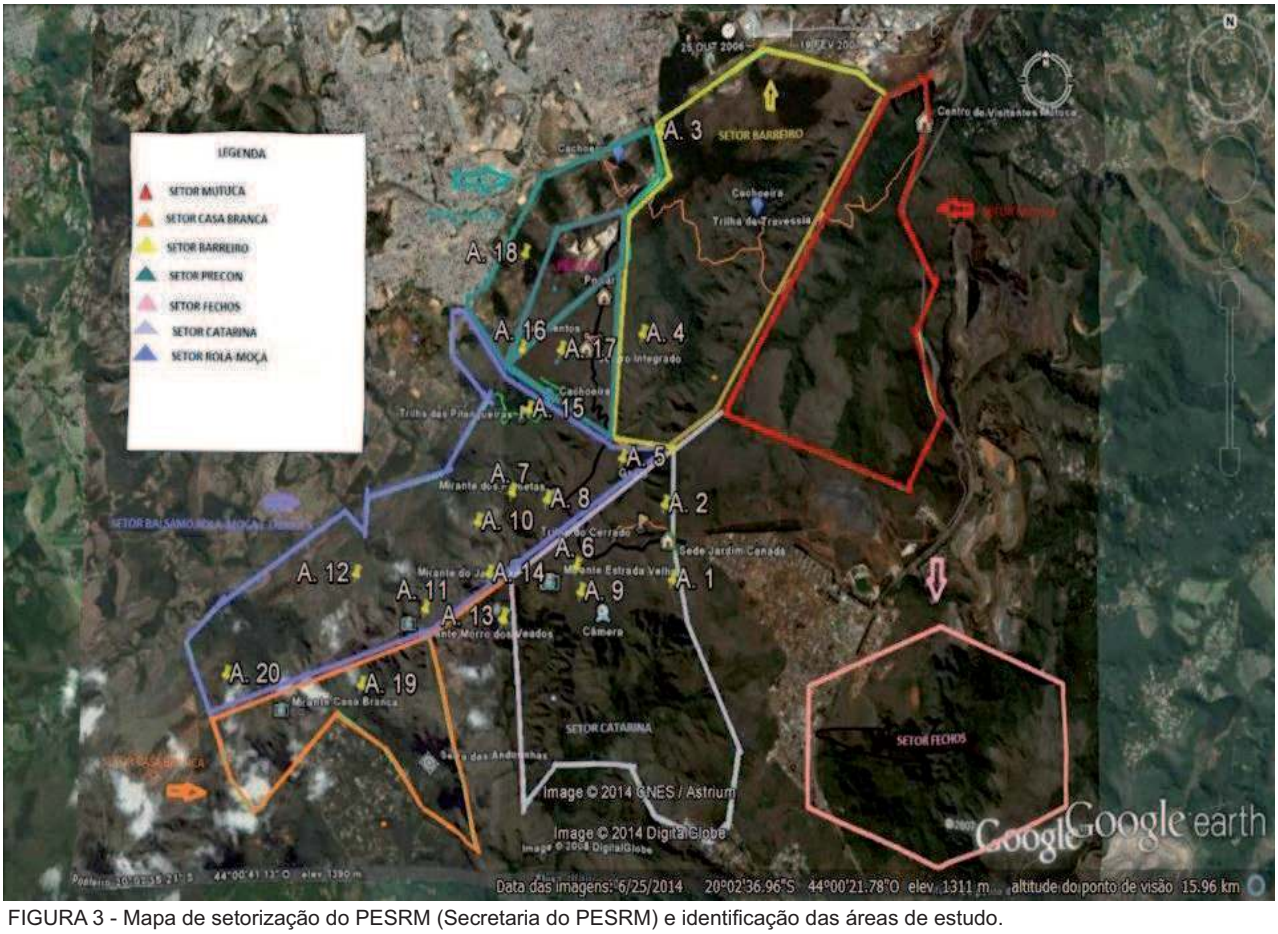


FIGURA 3 - Mapa de setorização do PESRM (Secretaria do PESRM) e identificação das áreas de estudo.
Fonte: Google Earth.

Resultados e discussão

A necessidade de manejo para recuperar área degradada está expressa em lei para algumas categorias de unidade de conservação, como por exemplo, a reserva biológica. Portanto, para que a reserva mantenha assegurada sua biodiversidade, faz-se necessário o controle das espécies invasoras em áreas com equilíbrio afetado, de forma a não prejudicar a ecologia desse ecossistema tão rico em endemismos e expressiva presença de espécies ameaçadas de extinção (VIANA & LOMBARDI, 2007).

O Cerrado e os Campos Rupestres graminosos sobre canga nodular são as fitofisionomias mais representativas do PESRM (FIG. 3). O Campo Rupestre sobre canga couraçada possui baixa representatividade, mas a raridade e a preciosidade das espécies tornam estas áreas muito especiais. Nas figuras 4A e 4B estão sintetizados os resultados de ocorrência e distribuição de *Melinis minutiflora* onde se observa que áreas de cerrado e campo rupestre graminoso foram especialmente atingidas pela invasora (60% - 70%). Na figura 4B, pode-se perceber que as áreas de recarga hídrica e drenagens do cerrado e campo rupestre nodular foram atingidas pela invasora. O menor índice de invasão foi registrado em campo rupestre sobre canga couraçada (4%) seguida da Floresta estacional semidecidual. Estes resultados podem ser entendidos pelo fato de que na primeira área de campo rupestre, o elevado conteúdo de matéria orgânica está restrito às ilhas de vegetação, o que dificulta o estabelecimento da invasora em áreas já ocupadas. Na Floresta Estacional a invasividade do capim meloso está limitada pelo sombreamento.

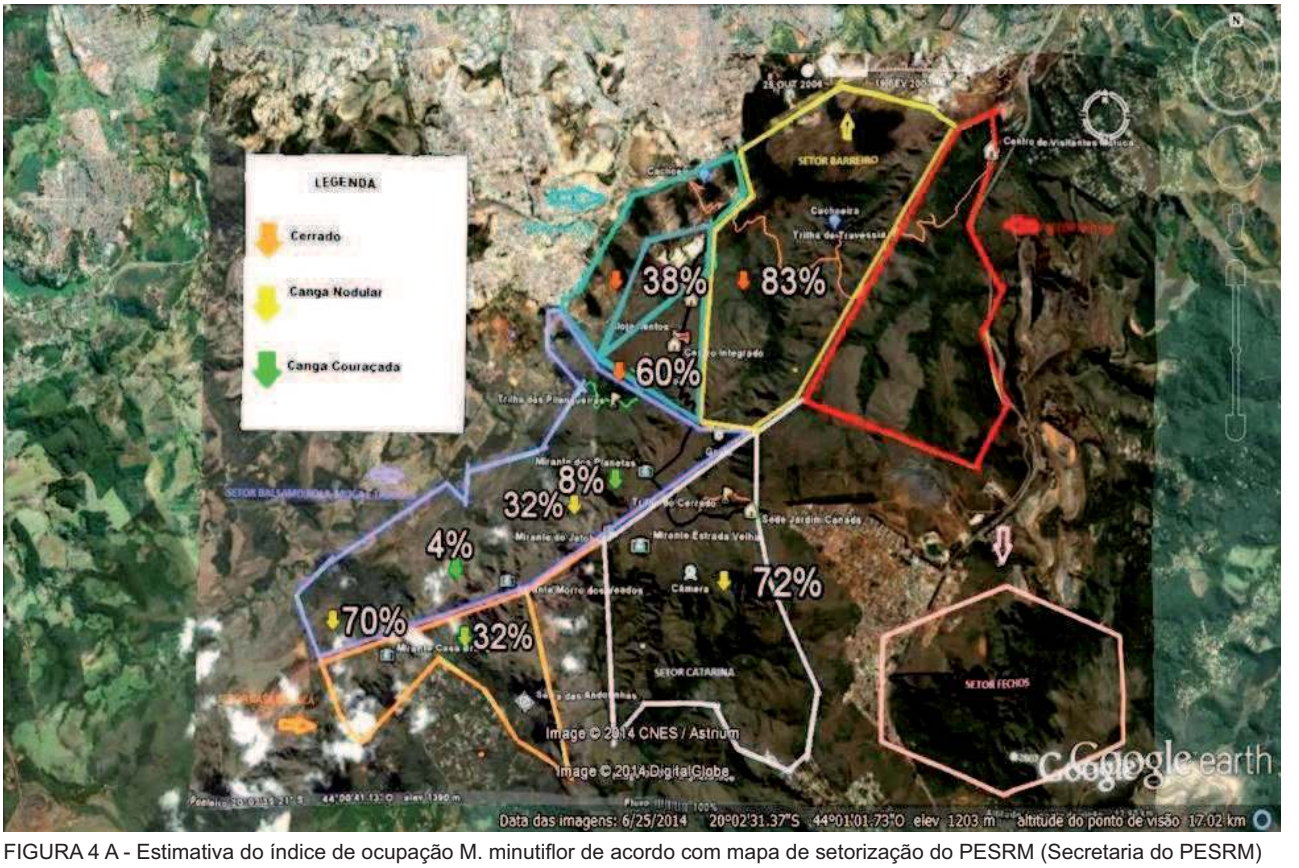


FIGURA 4 A - Estimativa do índice de ocupação M. minutiflor de acordo com mapa de setorização do PESRM (Secretaria do PESRM) áreas de estudo.
Fonte: Google Earth.

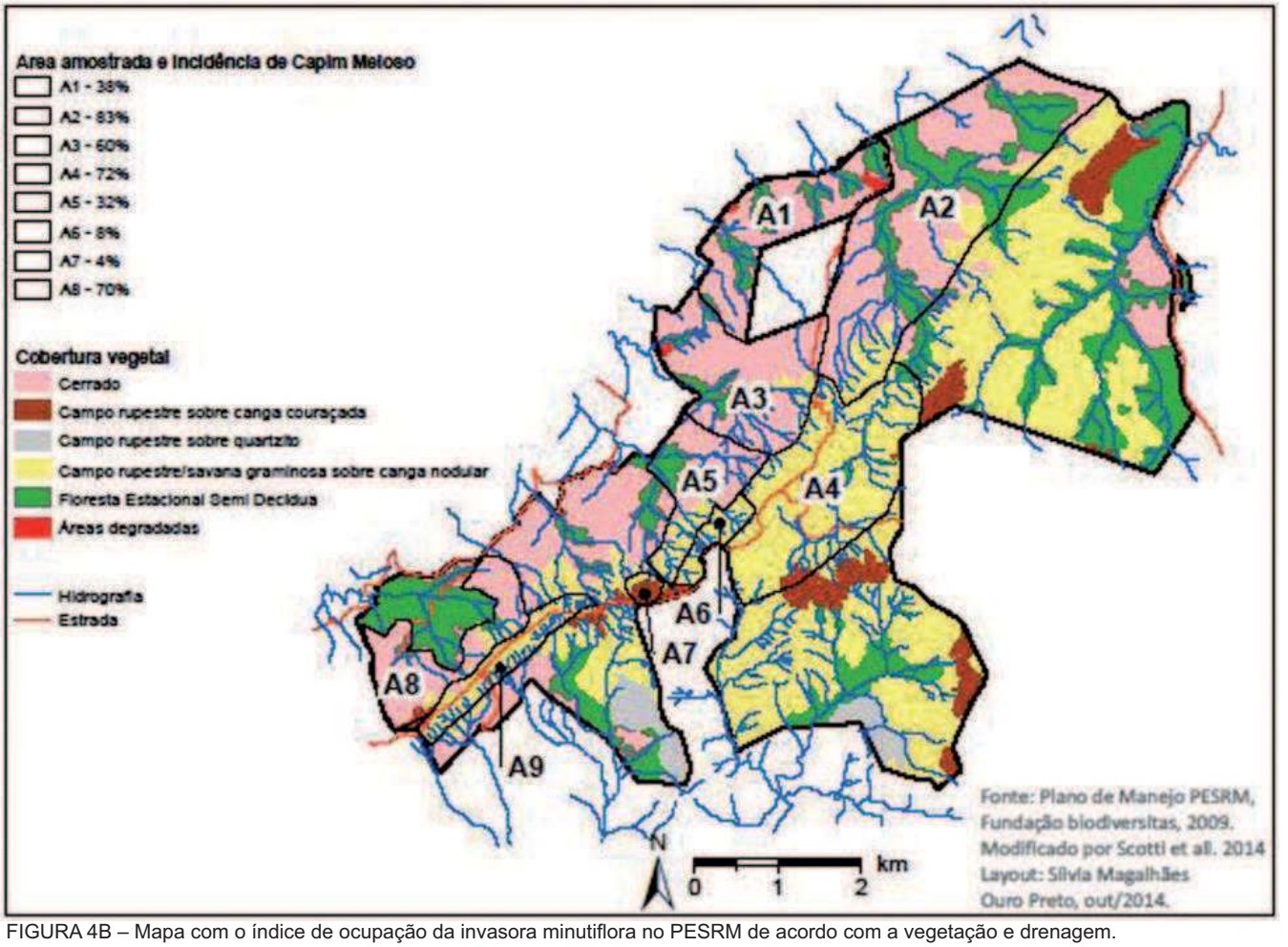


FIGURA 4B – Mapa com o índice de ocupação da invasora minutiflora no PESRM de acordo com a vegetação e drenagem.
Fonte: Plano de Manejo PESRM.

A figura 5 mostra a distribuição do incêndio no parque permitindo-nos concluir que as áreas do Cerrado e canga nodular graminosa são as mais suscetíveis a incêndios e são as áreas mais invadidas pelo capim meloso. A presença do capim meloso no Parque Estadual da Serra do Rola Moça não se explica pelo seu uso agronômico, já que não existem atividades de horticultura e zootecnia no entorno do PESRM. Esta espécie vem sendo empregada para revegetação de taludes e terrenos degradados nas minas presentes ao redor do Parque. Conclui-se que o aumento da frequência e periodicidade de incêndios no PESRM está diretamente relacionado com o grande índice de invasão de *M. minutiflora*. Este elevado grau de invasão corrobora os resultados de Ribeiro *et al*., 2017, os quais confirmaram a grande disponibilidade de nutrientes nestes solos, especialmente o nitrogênio e matéria orgânica húmica.

Uma das principais estratégias invasivas documentadas para espécies exóticas é a alteração na disponibilidade de N do solo para seu próprio benefício, modificando os processos de fixação de N e nitrificação/ desnitrificação envolvendo comunidades microbianas do solo (CORBIN & D'ANTONIO, 2004; EVANS *et al*., 2001, HAWKES *et al*., 2005, LAZZARO *et al*., 2014, STARK & NORTON, 2015).

Estudos conduzidos no PESRM (NOGUEIRA, 2016; RIBEIRO, 2016; RIBEIRO *et al*., 2017), confirmaram que *M. minutiflora* é capaz de modificar a disponibilidade de nitrogênio, estimulando a população microbiana do solo relacionada com o processo de nitrificação. Estes autores mostraram que nas preservadas a principal fonte de nitrogênio aportado ao solo é oriunda da fixação biológica de nitrogênio e que espécies nativas utilizam, preferencialmente, o nitrogênio do solo na forma amoniacal. À medida

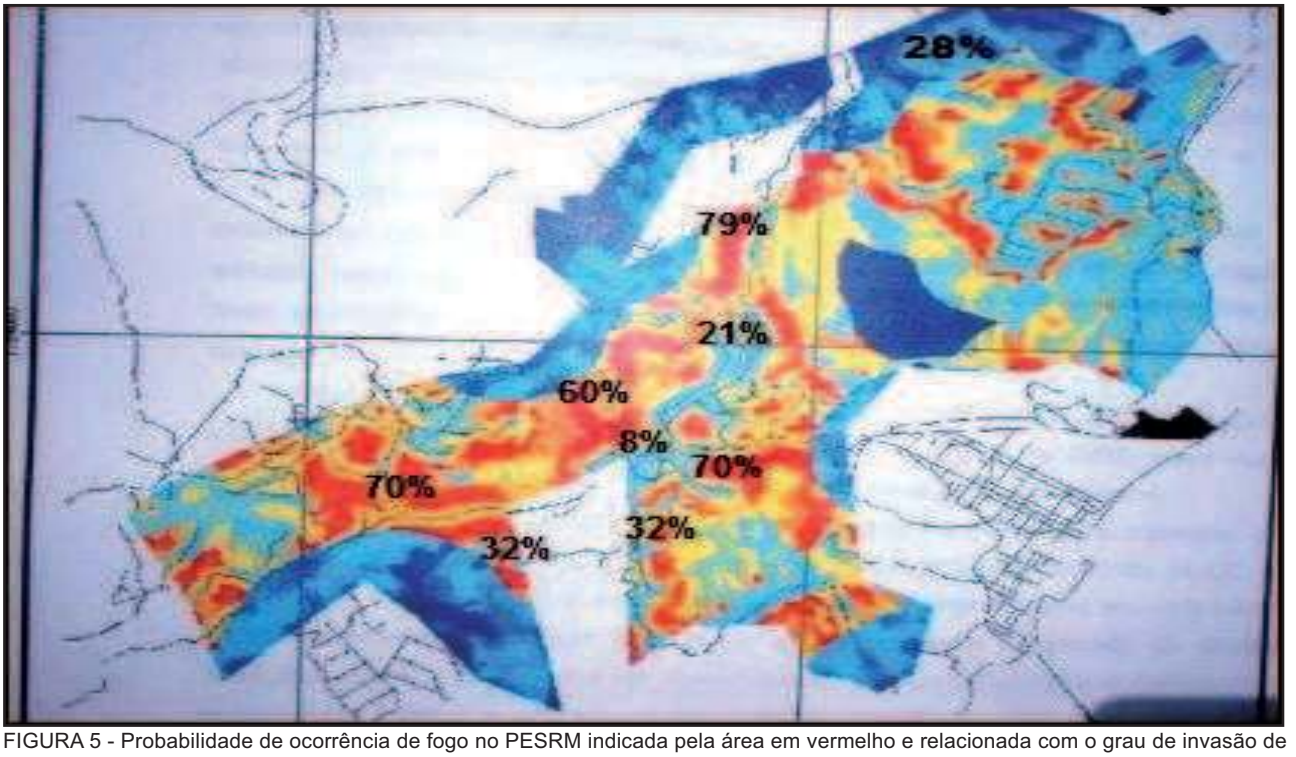


FIGURA 5 - Probabilidade de ocorrência de fogo no PESRM indicada pela área em vermelho e relacionada com o grau de invasão de *M. minutiflora*.
Fonte: Fundação Biodiversitas. Plano de manejo do Parque Estadual da Serra do Rola Moça. 2007.

que ocorre abertura de clareiras no solo, *M. minutiflora* se estabelece deslocando e substituindo as espécies nativas, especialmente aquelas da família Poaceae. Inicialmente (invasão < 50%), a invasora disputa o N amoniacal com as espécies nativas. À medida que a invasão prossegue (invasão > 50%) a forma de nitrogênio predominante passa a ser a nítrica e este aumento está correlacionado com o aumento das bactérias nitrificantes. O nitrogênio nítrico não ocorre nas parcelas onde predominam as espécies nativas. Estes autores concluíram que a invasora vence a competição com as nativas alterando a espécie química de nitrogênio do solo, estimulando as bactérias que vão oxidar o nitrogênio amoniacal a nitrato. Em todas as áreas amostradas de campo rupestre invadidas pelo meloso, N amoniacal foi oxidado a nitrato (NOGUEIRA & SCOTTI, 2015, NOGUEIRA, 2015; RIBEIRO 2016; RIBEIRO *et al*., 2017). Por este motivo não se recomenda o uso de adubo químico nitrogenado nas áreas manejadas de campo rupestre (RIBEIRO *et al*., 2017).

Testes conduzidos por nossa equipe (ARAUJO *et al*., 2017) visando a recuperação de campo rupestre em área degradada na Unidade de Conservação de Aredes, mostraram que o plantio de espécies de campo rupestre sem a utilização de adubos favoreceu o estabelecimento das plantas, permitindo uma efetiva recuperação e minimizou o grau de invasão por *Melinis minutiflora* (FIG. 6).



Fotos: Maria Rita Scotti



Foto: Maria Rita Scotti

FIGURA 6 - Recuperação de campo rupestre sem uso de adubo químico - Unidade de Conservação de Aredes.
A: Solo desnudo;
B: Plantio;
C: 12 meses pós-plantio

Recomenda-se a não utilização de fertilizantes na recuperação de áreas degradadas no PESRM. Sugerimos priorizar a área de cerrado seguida de campo rupestre sobre canga nodular para manejo da espécie invasora em áreas degradadas no PESRM já que estas áreas, especialmente cerrado, foram as mais atingidas pela invasora e pelos incêndios.

Conclusões

Os resultados mostram que a invasão de *Melinis minutiflora* no PESRM atingiu índices entre 60 e 70% e as áreas mais atingidas são aquelas de campo rupestre e cerrado. O grau de invasão está relacionado com a fertilidade do solo. As áreas com maior grau de incidência de incêndios estão relacionadas com o grau de invasão de *M. minutiflora*. Recomenda-se a exclusão de adubos químicos em plantios no PESRM nas atividades de recuperação de áreas degradadas, visando a redução da invasão por *M. minutiflora.* Recomenda-se que as atividades de recuperação no PESRM sejam priorizadas em áreas de cerrado e campo rupestre sobre canga nodular.

Referências

AIRES, F. S.; BARROS, T. G. B.; SILVA, S. B.; SÁ, A. C. G.; SATO, M. N.; ANDRADE, S. M. A.; MIRANDA, H. S. Queimada em área de Cerrado invadido por capim-gordura (*Melinis minutiflora* Beauv.) no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF. CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 7 **Anais**...Caxambu, MG, 2005.

ARAUJO, P.; CARVALHO, M.; SCOTTI, M. R. Aredes - modelos de recuperação de áreas degradadas do bioma campo rupestre. In: BAETA, A.; PILÓ, H. (Ed). (Org.). Aredes: recuperação ambiental e valorização de um sítio histórico arqueológico. **Orange Editoria**l, Belo Horizonte, v.1, p. 85-97, 2016.

ARMAS, C.; RODRÍGUEZ-ECHEVERRÍA, S.; PUGNAIRE, F. I. A field test of the stress-gradient hypothesis along an aridity gradient. **Journal of Vegetation Science**, v.22, p.818–827, 2011.

ASNER, G. P.; BEATTY, S .W. Effects of an African grass invasion on Hawaiian shrubland nitrogen biogeochemistry. **Plant and Soil**, v.186, p.205-211, 1996.

BARGER, N. N.; D'ANTONIO, C. M.; GHNEIM, T.; CUEVAS, E. Constraints to colonization and growth of the African grass, Melinis minutiflora, in a Venezuelan Savana. **Plant Ecology**, v.167, p.31–43, 2003.

BRASIL. Lei nº 9.985/2000. Regulamenta o artigo 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da União República Federativo do Brasil**, Brasília, DF, 19 jul. 2000. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ leis/l9985.htm>Acesso em: 10/08/2017.

BROOKS, M. L.; D'ANTONIO, C. M.; RICHARDSON, D. M.; GRACE, J. B.; KEELEY, J. E.; DITOMASO, J. M.; HOBBS, R. J.; PELLANT, M.; PYKE, D. Effects of invasive alien plants on fire regimes. **Bioscience**, v.54, n.7 p.677-688, 2004.

BUSTAMANTE, M. M. C.; BRITO, D. Q.; KOZOVITS, A. R.; LUEDEMANN, G.; MELLO, T. R. B.; PINTO, A. D.; MUNHOZ, C. B. R.; TAKAHASHI, F. S. C. Effects of nutrient additions on plant biomass and diversity of the herbaceous-subshrub layer of a Brazilian savanna (Cerrado). **Plant Ecology**, v.213, p. 795-808, 2012.

CARVALHO-FILHO, A.; CURI, N.; SHINZATO, E. Relações solo - paisagem no Quadrilátero Ferrífero em Minas Gerais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.45, n.8, p.903-906, 2010.

CONCEIÇÃO, A. A.; PIRANI, J. R. Diversidade em quatro áreas de campos rupestres na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: espécies distintas, mas riquezas similares. **Rodriguésia**, v.58, p.193-206, 2007.

CONCEIÇÃO, A. A.; PIRANI, J. R.; MEIRELLES, S. T. Floristics, structure and soil of insular vegetation in four quartzite-sandstone outcrops of "Chapada Diamantina", northeast Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.30, p.641- 656, 2007.

CORBIN, J. D.; D'ANTONIO, C. M. Effects of exotic species on soil nitrogen cycling: implications for restoration. **Weed Technology**, v.18, p.1464-1467, 2004.

D'ANTONIO, C. M.; HUGHES, R. F.; VITOUSEK, P. M. Factors influencing dynamics of two invasive C4 grasses in seasonally dry Hawaiian woodlands. **Ecology**, v. 82, n.1, p.89-104, 2001.

D'ANTONIO, C. M.; MACK, M. C. Nutrient limitation in a fire-derived, nitrogen rich Hawaiian grassland. **Biotropica**, v.38, p.458–467, 2006.

D'ANTONIO, C. M.; VITOUSEK, P M. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.23, p.63–87, 1992.

EVANS, J.; MCNEILL, A. M.; UNKOVICH, M. J.; FETTELL, N. A.; HEENAN, D. P. Net nitrogen balances for cool-season grain legume crops and contributions to wheat nitrogen uptake: a review. **Aust J Exp Agric**, v.41, p.347–359, 2001.

FUNDACAO BIODIVERSITAS. **Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Rola Moça**. Enc. 3, Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas/Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais-IEF 215p. , p.35-41, 2007. Disponível em: < http://www.biodiversitas.org.br/planosdemanejo/pesrm/anexos.htm>. Acesso em: 10/08/2017.

FUNK, J. L.; VITOUSEK, P. M. Resource-Use Efficiency and Plant Invasion in Low-Resource Systems. **Nature**, v.446, p.1079-1081, 2007.

GIBSON, L.; LEE, T. M.; KOH, L. P.; BROOK, B. W.; GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; PERES, C. A.; BRADSHAW, C. J.; LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; SODHI, N. S. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478, p. 378 – 381, 2011.

GIULIETTI, A. M.; PIRANI, J. R.; HARLEY, R .M. Espinhaço range region, Eastern Brazil. In: S. D. DAVIS;

V.H. HEYWOOD; O. HERRERA-MACBRYDE; J. VILLA-LOBOS; A. C. HAMILTON (Eds.), **Centres of plant diversity**: a guide and strategies for the conservation, Cambridge: WWF/IUCN, 1997. p. 397-404.

GOMEZ-APARICIO, L.; ZAMORA, R.; GOMEZ, J. M.; HODAR, J. A.; CASTRO, J.; BARAZA, E. Applying plant facilitation to forest restoration: meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. **Ecological Applications**, Ithaca, NY, v: 14, p.1128 – 1138. 2004.

HAWKES, C. V.; WREN, I. F.; HERMAN, D. J.; FIRESTONE, M. K. Plant invasion alters nitrogen cycling by modifying the soil nitrifying community. **Ecology Letters**, v.8, p.976-985, 2005.

HOFFMANN, W. A.; HARIDASAN, M. The invasive grass, Melinis minutiflora, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. **Austral Ecology**, v.33, p.29-36, 2008.

HOFFMANN, W. A.; LUCATELLI, V. M. P.; SILVA, F. J.; AZEVEDO, I. N. C.; MARINHO, M. S.; ALBUQUERQUE, A. M. S.; LOPES, A. O.; MOREIRA, S. P. Impact of invasive alien Grass *Melinis minutiflora* at the savanna--forest ecotone in the Brazilian Cerrado. **Diversity and distributions**, v.10, p.99-103, 2004.

HUGHES, R. F.; VITOUSEK, P. M.; TUNISON, J. T. Exotic grass invasion and fire in the seasonal submontane zone of Hawai'i. **Ecology**, v.72, p.743–746, 1991.

KING, E. G.; HOBBS R. J. Identifying linkages among conceptual models of ecosystem degradation and restoration: towards an integrative framework. **Restoration Ecology**, **Malden MA**, v: 14, p. 369 – 378, 2006.

LAZARRO, L.; GIULIANI, C.; FABIANI, A.; AGNELLI, A. E.; PASTORELLI, R.; LAGOMARSINO, A.; BENESPERI, R.; CALAMASSI, R.; FOGGI, B.. Soil and plant changing after invasion: the case of Acacia dealbata in a Mediterranean ecosystem. **Sci. Total Environ**, p.491–498, 2014.

LEISHMAN, M. R.; THOMSON, V. P. Experimental evidence for the effects of additional water, nutrients and physical disturbance on invasive plants in low fertility Hawkesbury Sandstone soils. Sydney, Australia. **Journal of Ecology**, v.93, p.38 - 49, 2005.

MARCHANTE, H.; MARCHANTE, E.; FREITAS, H. Effectiveness of mechanical cutting on *Acacia longifolia* control. In: 3rd International **Conference on Biological Invasions NEOBIOTA – from Ecology to Control**. University of Bern, Switzerland, 2004.

MARTINS, C. R. **Caracterização e manejo da gramínea *Melinis minutiflora* P. Beauv. (capim-gordura)**: uma espécie invasora do cerrado. 145f. Tese (Doutorado em Ecologia), Universidade de Brasília. Brasília– DF, 2006.

MARTINS, C. R.; LEITE, L. L.; HARIDASAN, M. Capim--gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. **Revista Árvore**, v. 28, p. 739-747, 2004.

MATIAS, S. R.; PAGANO, M. C.; MUZZI, F. C.; OLIVEIRA, A. C.; CARNEIRO, A. A;, HORTA, S. N.; SCOTTI, M. R. Effect of rhizobia mycorrhizal fungi and phosphate-solubilizing microorganisms in the rhizosphere of native plants used to recover an iron ore area in Brazil. **European Journal of Soil Biology**, v.45, p.259 - 266, 2009.

MESSIAS, M. C. T. B.; LEITE, M. G. P.; MEIRA-NETO, J. A. A.; KOZOVITS, A. R.; TAVARES, R. Soil-vegetation relationship in quartzitic and ferruginous Brazilian rocky outcrops. **Folia Geobot**, v.48, p.509-521, 2013.

MITIDIERI, J. **Manual de gramíneas e leguminosas para pastos tropicais**. São Paulo: Nobel/Universidade de São Paulo, 1983.

MORRIS, T. L.; ESLER, K. J.; BARGER, N. N.; JACOBS, S. M.; CRAMER, M. D. Ecophysiological traits associated with the competitive ability of invasive Australian acacias. **Divers. Distrib**., v.17, p.898 – 910, 2011.

NOGUEIRA, B. S. C. **The role of native species as biome resistance factors on molasses grass (*Melinis minutiflora* Beauv.) invasion in rupestrian fields in Minas Gerais State, Brazil**. 57f. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – MG, 2015.

PARKER, I. M., D.; SIMBERLOFF, W. M.; LONSDALE, K.; GOODELL, M.; WONHAM, P. M.; KAREIVA, et al. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. **Biological Invasions**, v.1, p.3–19, 1999.

PIVELLO, V. R. Invasões biológicas no Cerrado Brasileiro: efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade. **Ecologia, Info 33**, 2011. Disponível em: <http:// www.ecologia.info/cerrado.htm>. Acesso 10/08/2017.

PYSEK, P.; JAROSIK, V.; HULME, P. E.; PERGL, J.; HEJDA, M.; SCHAFFNER, U.; VILÀ, M. A global

assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. **Global Change Biology**, v.18, p.1725-1737, 2011.

RIBEIRO, D. C. P. **Efeitos da gramínea invasora *Melinis minutiflora* P. BEAUV. sobre a vegetação nativa e o solo de campo rupestre do Parque Estadual da Serra do Rola Moça, Minas Gerais, Brasil**. 84f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte - MG, 2016.

RIBEIRO, D. C. P.; MENENDEZ, E.; SILVA L. D.; BONIECK, D.; RAMÍREZ-BAHENA, H. M.; RESENDE-STOIANOFF A. M.; PEIX, A.; VELÁZQUEZ, E.; MATEOS, F. P.; SCOTTI, R. M. Invasion of the Brazilian campo rupestre by the exotic grass *Melinis minutiflora* is driven by the high soil N availability and changes in the N cycle. 10f. **Journal Science of the Total Environment**, 577, p. 202 - 211, 2017.

RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil**: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos. 2ed. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural Edições, 1997.

SCOTTI, M. R.; TELES, I.; TEIXEIRA, A. P.; FREITAS, I.; RIBEIRO, B.; MUGUET, N.; UBER-BUCEK, E.; The invasiveness of the grass Melinis minutiflora is favoured by fire and displaces the endemic species in Brazil. In: **Conference of Terrestrial Invasive Plants**, Sault Ste. Marie, Ontario, Canada: Terrestrial Invasive Plant 2012, p. 1-34.

SKERMAN, P. J.; RIVERS, F. R. **Gramineas tropicales**. Roma: FAO, 1992. 849p. (Coleción FAO: Producción y protección vegetal, 23).

STARK, J. M.; NORTON, J. M. The invasive annual cheatgrass increases nitrogen availability in 24-year-old replicated field plots. **Oecologia**, v.177, p.799–809, 2015.

SUDING, K. N. A leak in the loop. **Nature**, v.503, p. 472-473, 2013

SYLVESTER-BRADLEY, R.; MOSQUERA, D.; MENDEZ, J. E. Inhibition of nitrate accumulation in tropical grassland soils: effect of nitrogen fertilization and soil disturbance. **J. Soil Sci**, v.39, p.407 – 416, 1988.

TEMPERTON, V. M.; HOBBS, R. J.; NUTTLE, T.; HALLE, S. (Eds.) **Assembly rules and restoration ecology**: bridging the gap between theory and practice. Washington, D.C: Island Press, 2004.

TOLEDO, J. M. & SCHULTZ-KRAFT, R. Metodología para la evaluación agronómica de pastos y forrajes. In: TOLEDO, J. M. (Ed.) **Manual para la evaluación agronómica**; red internacional de evaluación de pastos y forrajes. Colômbia: CIAT. Cali 1982. p.91-110.

UNIÃO INTERNACIONAL DE CONSERVAÇÃO DA NATUREZA – UINC. Disponível em: <https://www.iucn.org/>. Acesso em: 11/08/2017.

VIANA P. L.; LOMBARDI J. A. **Florística e caracterização de campos rupestres sobre canga na Serra da Calçada, Minas Gerais, Brasil**. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas), Instituto de Ciências Biológicas- Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2006.

VIANA, P. L.; LOMBARDI, J. A. Florística e caracterização dos campos rupestres sobre canga na Serra da Calçada, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v.58, n.1, p.159-177, 2007.

VINCENT, R. C. **Florística, fitossociologia e relações entre a vegetação e o solo em áreas de campos ferruginosos no quadrilátero ferrífero, Minas Gerais**. 145f. Tese (Doutorado em Ecologia), Universidade de São Paulo – São Paulo, 2004.

WERNER, C.; ZUMKIER, I.; BEYSCHLAG, W.; MÁGUAS, C. High competitiveness of a resource demanding invasive Acacia under low resource supply. **Plant Ecology**, v.206, n.1, p.83-96, 2010.

YELENIK, S. G.; D'ANTONIO, C. M. Self-reinforcing impacts of plant invasions change over time. **Nature,** v. 502, p.517 - 520, 2013.

Agradecimentos

Agradecemos à Pró-Reitora de Extensão da UFMG pelas bolsas de extensão concedidas, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro ao projeto, à equipe de apoio técnico Matheus Fernandes, Vanessa Dias, Jaqueline Freitas, à direção do Parque Estadual Serra do Rola Moça/IEF na pessoa do seu gerente Marcus Vinícius Freitas e todas as comunidades do entorno que apoiaram esse trabalho.

Serapilheira acumulada em dois estágios de sucessão de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, MG

Pedro Manuel Villa[1]; Gilberto Fialho Moreira[2]; Elisanie Oliveira Lima[2]; Gustavo Heringer[3]; Sebastião Venâncio Martins[4], Adalberto Santos Rocha[5]

Resumo

Existem inúmeros efeitos gerados pelo acúmulo de serapilheira sobre o processo de sucessão e restauração das florestas tropicais. Assim, neste estudo avaliou-se a serapilheira acumulada em dois trechos de Floresta Estacional Semidecidual com diferentes estágios de sucessão no Parque Estadual da Serra Brigadeiro, em Minas Gerais, Brasil. Foram coletadas 26 amostras de serapilheira e uma amostra composta de solo em cada trecho estudado, sendo i) estágio inicial de sucessão EIS (4 anos) e ii) estágio avançado de sucessão EAS (≥80 anos). O material foi coletado utilizando molduras de 50x50cm, posteriormente foi seco e pesado, e realizadas análises físico-químicas do solo. O acúmulo de serapilheira no trecho EAS foi significativamente superior (16,8 Mg/ha) ao da floresta EIS (12,16 Mg/ha). Estes resultados mostram que mesmo após 4 anos de perturbação causada pelo fogo, a floresta ainda não conseguiu recuperar totalmente seus processos ecológicos, como a deposição e acúmulo de serapilheira, fatores que influenciam diretamente a ciclagem de nutrientes.

Palavras chave: indicador ambiental, regeneração florestal, restauração passiva.

Abstract

There are several effects generated for the litter accumulation on the succession process and forests restoration. Thus, this study evaluated the accumulated litter in two sites of Semideciduous Forest with different succession stages in the Parque Estadual da Serra Brigadeiro, in Minas Gerais, Brazil. We collected 26 samples of litter and a composite sample of soil in each site studied, i) Initial stage succession (EIS = 4 years) and ii) advanced stages succession (EAS ≥ 80 years). The material was collected using frames 50x50cm, and it was subsequently dried and weighed, furthermore, soil physical-chemical analyzes were performed. The litter accumulation in the area EAS was significantly higher (16.8 Mg/ha) to the forest with EIS (12.16 Mg/ha). This results show that even after four years of disturbance by fire the forest has not to fully recover their ecological processes, such as litter deposition and accumulation, which directly influences nutrient cycling.

Keywords: environmental indicator, forest regeneration, passive restauration.

[1] Doutorando no Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal de Viçosa (UFV), Laboratório de Restauração Florestal do Departamento de Engenharia Florestal, CEP: 36570-000, Viçosa, MG, Brasil. e-mail: villautana@gmail.com
[2] Doutorando no Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, Universidade Federal de Viçosa (UFV), CEP: 36570-000, Viçosa, MG, Brasil.
[3] Doutorando no Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal de Viçosa (UFV), CEP: 36570-000, Viçosa, MG, Brasil.
[4] Professor Titular Universidade Federal de Viçosa (UFV), Departamento de Engenharia Florestal, Laboratório de Restauração, Viçosa, MG, Brasil. e-mail: venancioufv@gmail.com
[5] Graduando em Ciências Biológicas, Universidade Federal de Viçosa (UFV)

Introdução

As florestas tropicais são os ecossistemas terrestres que apresentam a maior diversidade biológica do planeta e oferecem bens e serviços ambientais às diferentes populações humanas em escala local e global (THOMPSON *et al*., 2012). Ainda que existam grandes extensões de florestas, tem sido evidente que fatores como o desmatamento e a fragmentação de habitats, apresentam uma tendência geral de causar impactos irreversíveis aos ecossistemas florestais. Por esta razão, há uma crescente necessidade de delinear medidas para a conservação da biodiversidade e uso sustentável dos recursos naturais, através de ações que apoiem a criação de trechos protegidos e do planejamento ecorregional, com o desenvolvimento de projetos de restauração em escalas locais e regionais (KEENLEYSIDE *et al*., 2012). Nesse sentido, é necessário implementar pesquisas e ações de conservação dos ecossistemas ameaçados. Especialmente nas Florestas Estacionais Semideciduais, que ocupam grande extensão de trecho na ecorregião de estudo (MARTINS, 2014). Ademais, as Florestas Estacionais Semideciduais fazem parte do domínio da Mata Atlântica que possui elevados índices de biodiversidade e representam uma das florestas tropicais mais ameaçadas do planeta (MYERS *et al*., 2000).

Atualmente a Mata Atlântica está representada por um mosaico de ecossistemas fragmentados, como resultado dos contínuos distúrbios gerados pelas mudanças do uso da terra, desmatamentos e incidência do fogo (IESB, 2007; MARTINS *et al*., 2012). Neste contexto, existem suficientes evidências indicando que a dinâmica de sucessão da floresta secundária depende largamente da intensidade, frequência e duração dos distúrbios aos quais fora submetida (GANDOLFI *et al*., 2007). Portanto, diferentes indicadores ecológicos podem ser utilizados como ferramentas de pesquisa, gestão ou para o monitoramento da regeneração natural ou restauração induzida no processo de sucessão secundária.

Entre esses indicadores, a produção e acúmulo de serapilheira, análise dos parâmetros físicos, químicos e biológicos do solo e o banco de sementes são alguns dos mais utilizados (MARTINS & KUNZ, 2007; BRANCALION *et al*., 2012). Tais indicadores podem ser aplicados em ambientes com estágios diferenciados de sucessão e, por isso, são muito relevantes. Entre esses a serapilheira é um dos parâmetros mais utilizados, principalmente pela facilidade e baixo custo de coleta e análise, assim como pela sua importância para o funcionamento do ecossistema, uma vez que é parte fundamental da ciclagem de nutrientes.

A serapilheira é a maior fonte de aporte de nutrientes no solo de uma floresta e representa aproximadamente 80% de todos os nutrientes devolvidos ao solo (VITOUSEK & SANFORD, 1986). A quantidade de serapilheira pode ter uma influência importante sobre a formação e manutenção da fertilidade do solo e sobre a produção de biomassa das florestas tropicais por meio da ciclagem de

nutrientes (KATTAN, 2002). Sendo assim, a quantificação da produção e acúmulo de serapilheira é considerada um importante indicador para os programas de manejo, conservação e restauração florestal.

Os aspectos importantes relacionados à queda e acúmulo de serapilheira sobre processo de sucessão e restauração das florestas são inúmeros, entre eles, a germinação de sementes (FACCELLI & PICKETT, 1991), o controle da emergência (READER, 1993) e o estabelecimento de plântulas (FACCELLI & PICKETT, 1991; READER, 1993; DRAKE & PRATT, 2001; GARCÍA-GUZMÁN & BENÍTEZ-MALVIDO, 2003). A serapilheira pode apresentar variação na sua deposição em função do clima, do estágio sucessional da vegetação e da fertilidade do solo (VITOUSEK & SANFORD, 1986). Neste sentido, o estoque de serapilheira acumulada também sofre alteração em decorrência do estágio sucessional e do ecossistema, podendo variar em virtude da taxa de decomposição do ecossistema (OLSON, 1963).

O Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB), além de ser uma das poucas Unidades de Conservação (UC) da região da Zona da Mata Mineira, apresenta grandes trechos compostos por ambientes de Mata Atlântica em diferentes estágios sucessionais. Apesar disso, importantes áreas do PESB e seu entorno possuem estudos incipientes com enfoque em sucessão e restauração florestal. Portanto, o objetivo desta pesquisa foi avaliar o acúmulo de serapilheira em dois trechos de Floresta Estacional Semidecidual com diferentes estágios de sucessão.

Material e métodos

Área de Estudo

O Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB) está localizado ao extremo norte da Serra da Mantiqueira e ocupa parte dos municípios de Ervália, Fervedouro, Sericita, Araponga, Miradouro, Pedra Bonita, Muriaé e Divino, do domínio da Mata Atlântica em Minas Gerais (FIG.1). O PESB apresenta relevo montanhoso com declividade média de 52%, e abrange as partes mais elevadas de um conjunto de serras entre os meridianos 40º20’ e 42º40’ Oeste e os paralelos 20º33’ e 21º00’ Sul, com uma área total de 14.984 hectares. A altitude média do parque é de 1.424 m, variando de 945 m no fundo dos vales mais baixos, a 1.985 m no Pico do Soares (AMBIENTE BRASIL, 2007). A região onde o parque situa-se é atualmente classificada na categoria de importância “Extrema” dentro das “Áreas Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade de Minas Gerais” (DRUMMOND *et al*., 2005).

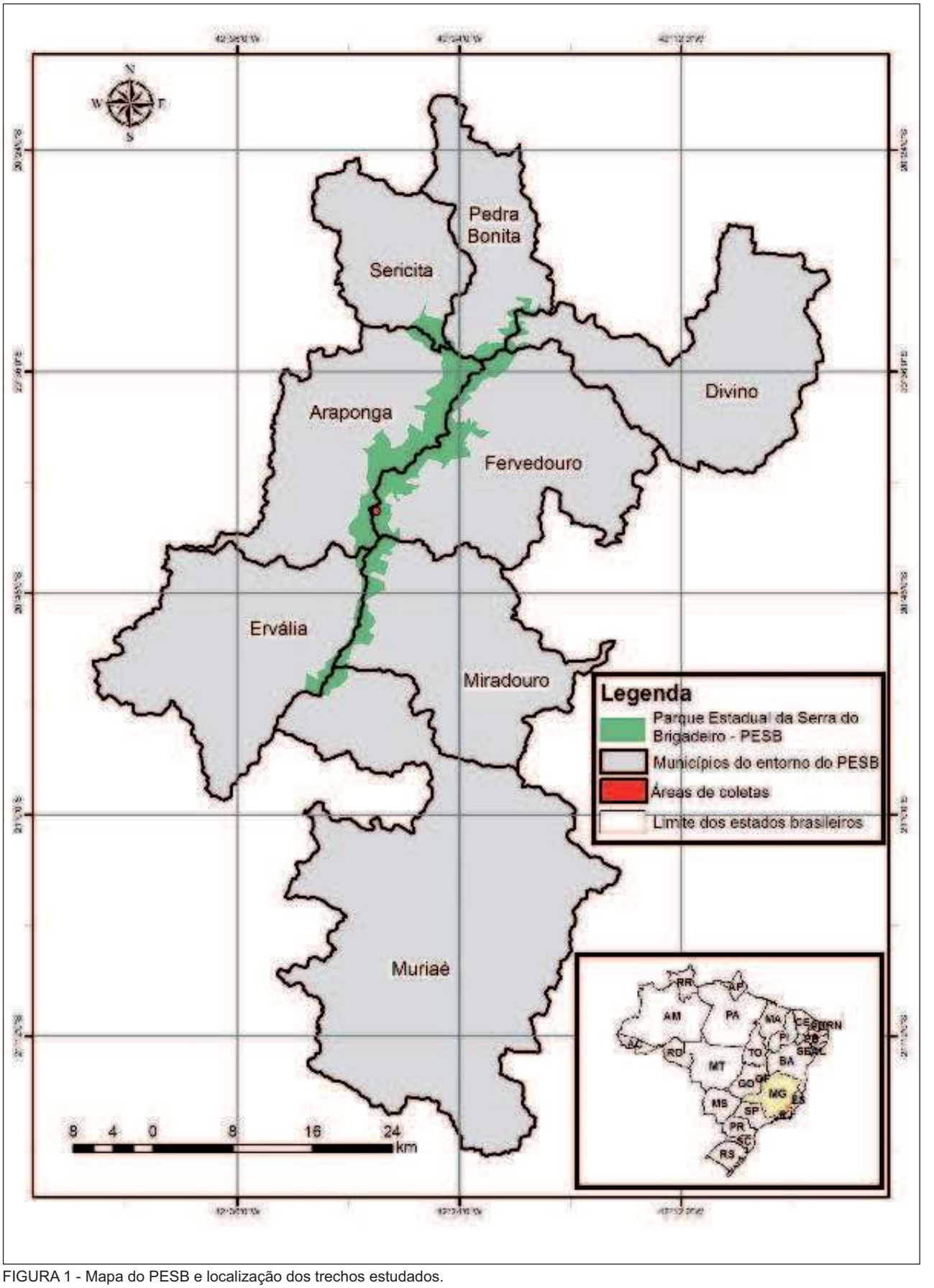


FIGURA 1 - Mapa do PESB e localização dos trechos estudados.
Fonte: Instituto Estadual de Florestas (IEF) e Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

O clima da região do PESB é mesotérmico, com temperatura média anual de 18ºC e precipitação média anual que varia em torno de 1.300 milímetros. O regime pluviométrico é caracterizado por um período chuvoso, durante os meses de novembro a março e por um período seco, de abril a outubro (AMBIENTE BRASIL, 2007). As florestas da Serra do Brigadeiro são definidas como Estacionais Semideciduais (SOARES *et al*., 2015), pela condição de estacionalidade refletida entre os limites de 10 a 60% de perda de folhas das espécies arbóreas (FERNANDES, 1998). Ainda assim, IEF (2007) considera que no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro também podem ocorrer trechos de Floresta Ombrófila Densa, nos quais não se observa deciduidade estacional no conjunto dos componentes arbóreos. Estes trechos estariam associados a locais mais úmidos como, grotas, ravinas e baixadas, já os trechos de Floresta Estacional Semidecidual tendem a predominar na paisagem.

Amostragem

O trabalho de campo foi realizado em outubro de 2014 e a coleta feita em dois trechos com 1,0 ha cada e com diferentes estágios de sucessão. O primeiro trecho foi acometido por incêndio em 2010 (FIG. 2), considerado, portanto, em estágio inicial de sucessão – EIS. Este trecho apresenta restauração natural pós-fogo de aproximadamente quatro anos (FIG. 3), predominantemente ocupado por espécies pioneiras e poucas espécies secundárias iniciais e tardias, de acordo com a classificação de categoria sucessional das espécies sugeridas por Gandolfi *et al*., (1995). Enquanto o segundo trecho corresponde a uma floresta secundária em estágio avançado de sucessão – EAS, com idade superior a 80 anos e predomínio de espécies secundárias tardias que chegam a atingir mais de 15 metros de altura, segundo informações do Sr. Manuel dos Santos Leite[6] (FIG. 4).

[6] Funcionário do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, que mora no entorno.



FIGURA 2 - Trecho atingido pelo fogo em 2010.
Fonte: Arquivo do PESB.



Foto: Pedro Manuel Villa

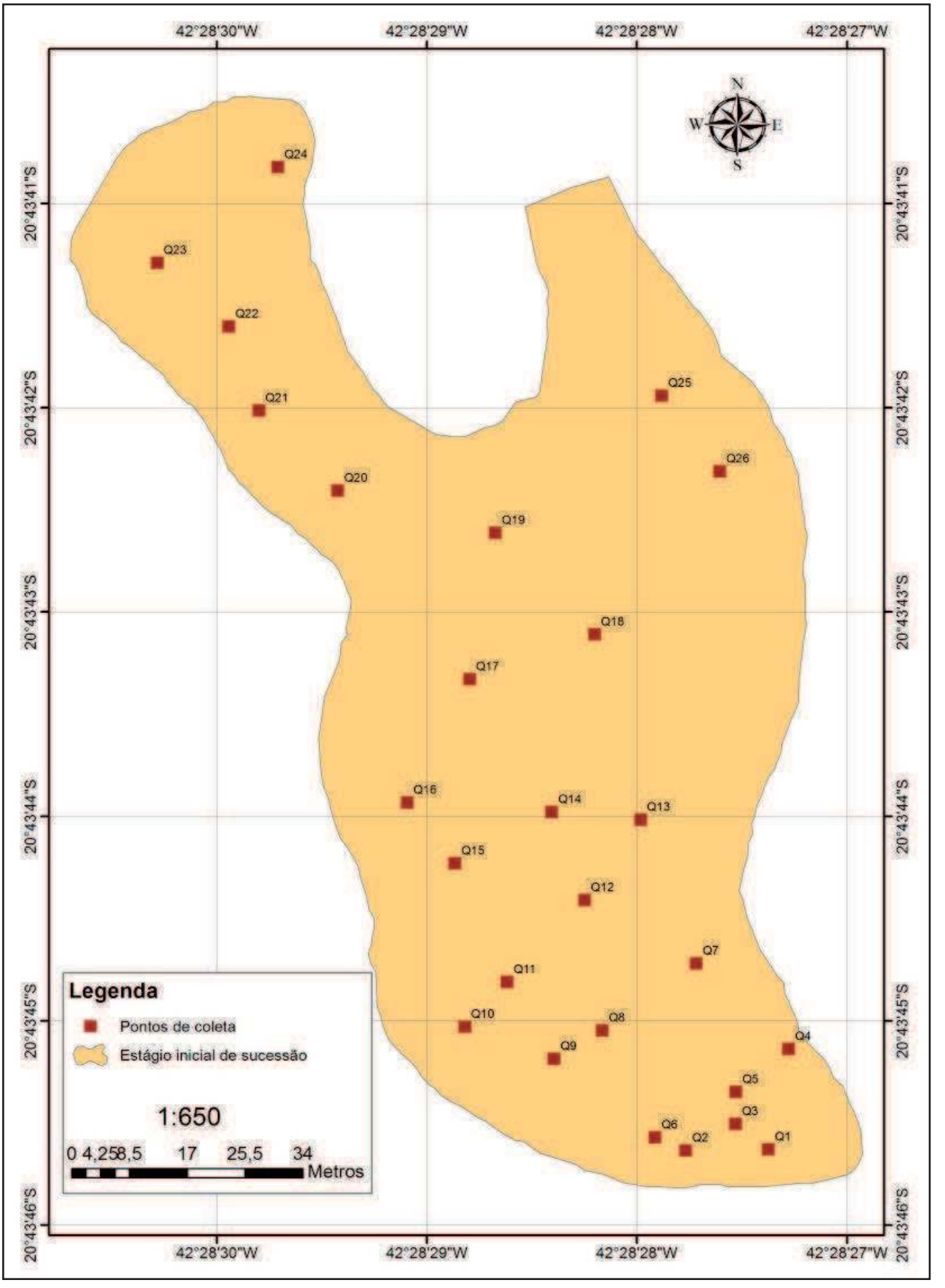
FIGURA 3 -Trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro em estágio inicial de sucessão (4 anos).



Foto: Pedro Manuel Villa

FIGURA 4 - Trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro em estágio avançado de sucessão (≥ 80 anos).

Os pontos de amostragem de serapilheira e solos foram georeferenciados utilizando o GPS - *Global Positioning Sytem*, da marca *Garmim* 60 CSx, sendo o DATUM WGS 84 (FIG. 5A e 5B). Para o tartamento das coordenadas referentes aos pontos de coletas (FIG. 3) utilizou-se as seguintes plataformas dos Sistemas de Informações Geográficas (SIG): *GPS TrackMaker PRO da TrackMaker*® e ArcGis 10.3 da ESRI®.


42°28'30"W
42°28'29"W
42°28'28"W
42°28'27"W
20°43'41"S
20°43'42"S
20°43'43"S
20°43'44"S
20°43'45"S
20°43'46"S
N
W
E
S
Q24
Q23
Q22
Q21
Q20
Q19
Q18
Q17
Q16
Q15
Q14
Q13
Q12
Q11
Q10
Q9
Q8
Q7
Q6
Q5
Q4
Q3
Q2
Q1
Q25
Q26
Legenda
Pontos de coleta
Estágio inicial de sucessão
1:650
0 4,258,5 17 25,5 34
Metros

A)

B)

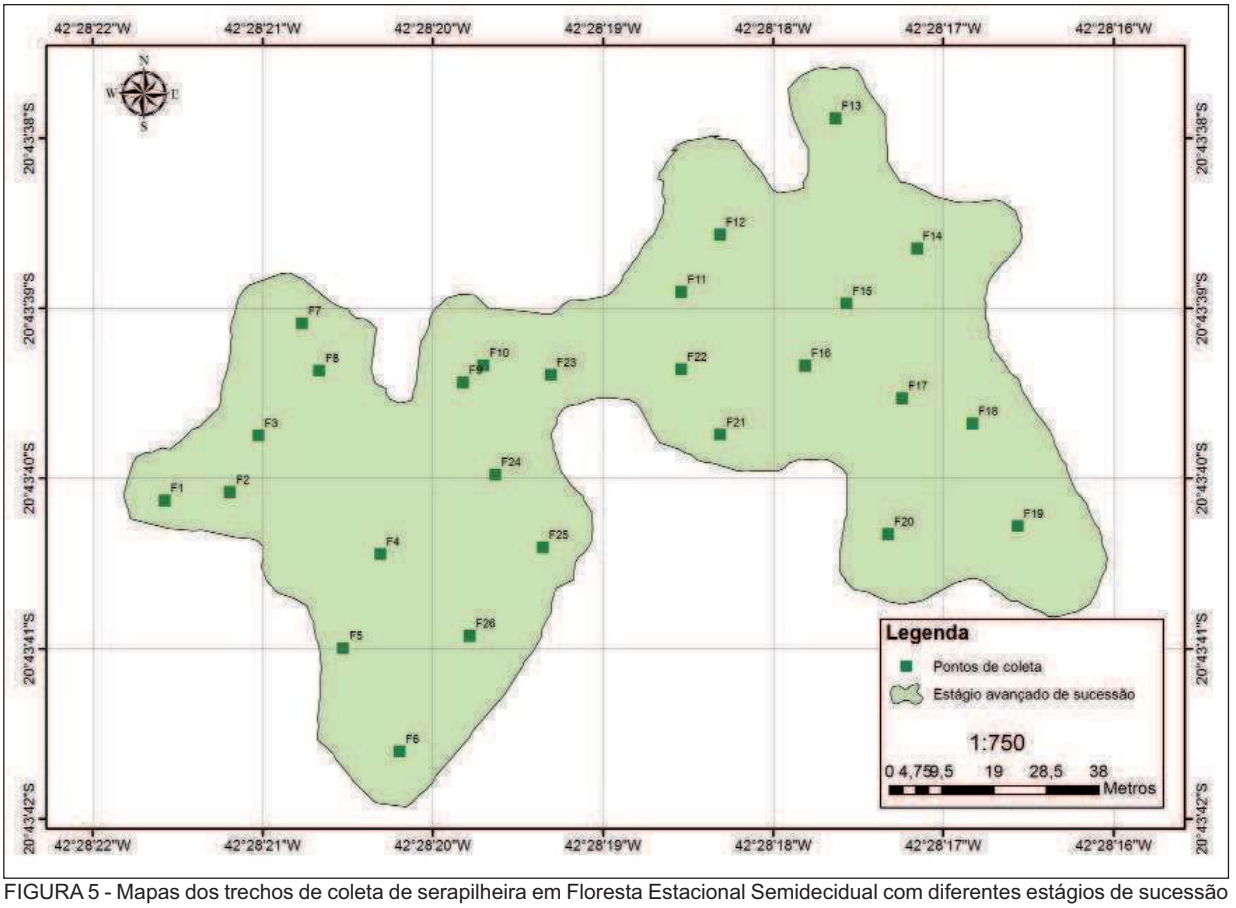


FIGURA 5 - Mapas dos trechos de coleta de serapilheira em Floresta Estacional Semidecidual com diferentes estágios de sucessão natural no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro.
A - estágio inicial de sucessão (4 anos, n = 26)
B - estágio avançado de sucessão (≥ 80 anos, n = 26).

Ao todo foram coletadas 52 amostras de serapilheira e duas amostras compostas de solo nos dois trechos com diferentes estágios de sucessão florestal, sendo 26 amostras para cada um dos trechos estudados. Os pontos de amostragem foram distribuídos de forma aleatória em cada trecho, usando uma moldura de formato quadrangular de 50 x 50 centímetros (0,25 metros quadrados) para a coleta de serapilheira. O material coletado foi armazenado em sacos de papel e levados ao Laboratório de Restauração Florestal (LARF) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), onde foi seco em estufa a 70°C durante 48 horas, até alcançar peso constante. Posteriormente as massas secas foram pesadas em balança de precisão. A serapilheira acumulada encontrada no interior da moldura foi estimada em kg/ha para os dois trechos de sucessão. Para verificar se havia diferença significativa entre os valores médios de serapilheira acumulada entre os trechos, foi utilizado o teste *t* de *Student* para amostras independentes com auxílio do *Microsoft Excel*.



Foto: Elisanie Oliveira Lima

FIGURA 6 - Amostragem da serapilheira acumulada com molduras de 50 x 50 cm (0,25 m^2).

Adicionalmente, em cada um dos quadrantes em que se coletou serapilheira, foram coletadas sub-amostras de solo. Foram 26 sub-amostras (em cada trecho) misturadas para conter uma amostra composta. Para cada trecho estudado EAS e EIS, acumulou-se cerca de um quilograma de solo. As duas amostras compostas foram encaminhadas para o Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa (UFV) para realização das análises físico-químicas.

Resultados e discussões

Constataram-se diferenças significativas ($p<0,01$) na serapilheira acumulada entre os dois trechos de Floresta Estacional Semidecidual com diferentes estágios de sucessão (GRÁF. 1). A serapilheira acumulada na floresta em estágio de sucessão avançado (16,8 Mg/ha) foi significativamente superior à da floresta em estágio de sucessão inicial (12,2 Mg/ha). Em relação aos parâmetros físico-químicos do solo, verificou-se que os valores foram ligeiramente diferentes entre os dois trechos.

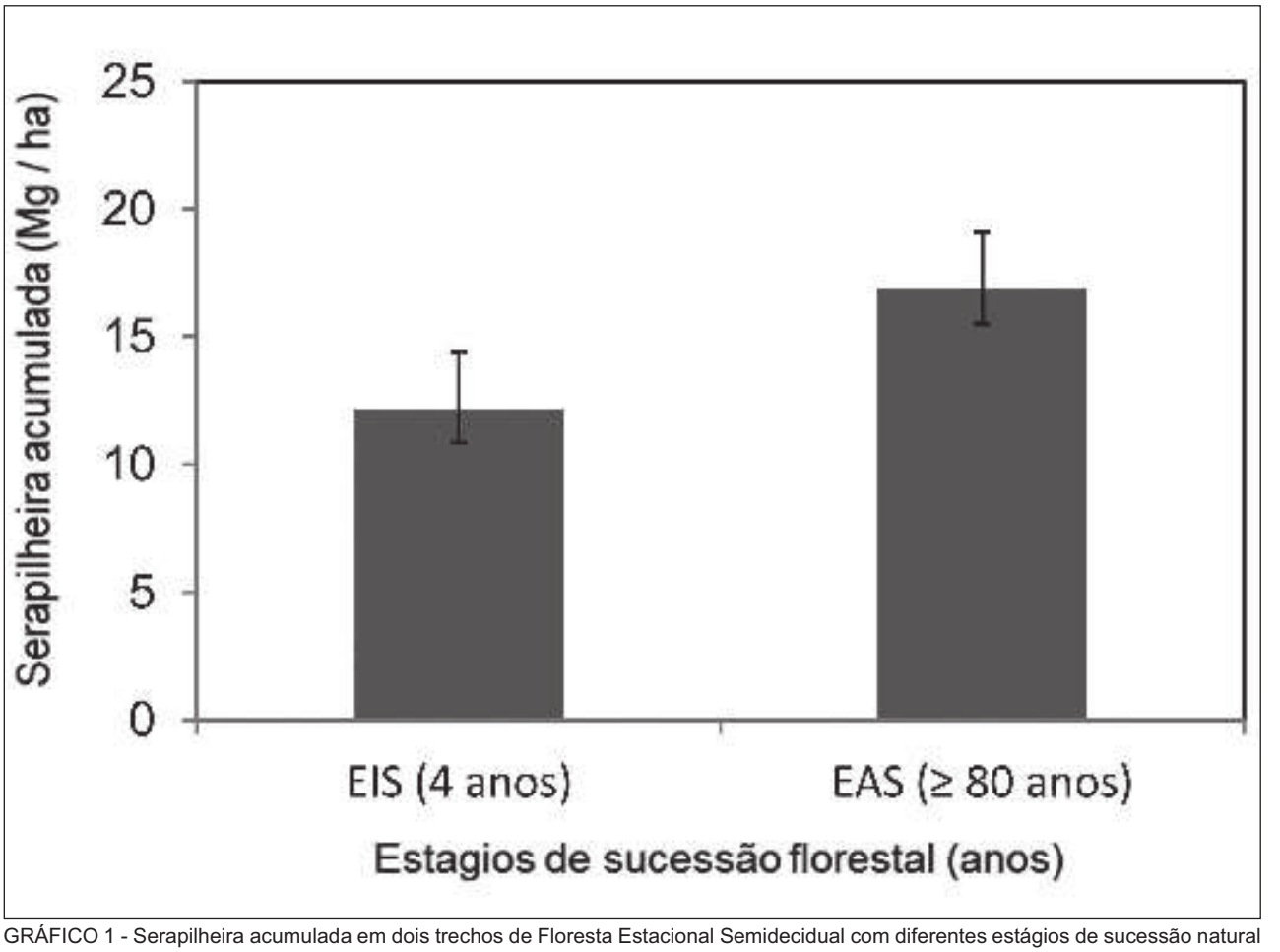


GRÁFICO 1 - Serapilheira acumulada em dois trechos de Floresta Estacional Semidecidual com diferentes estágios de sucessão natural no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, estágio inicial de sucessão (EIS = 4 anos), e estágio avançado de sucessão (EAS ≥ 80 anos). Indica-se a média ± PD (n = 26). Significativo pelo teste *t* para amostras independentes a 1% de probabilidade.

Como esperado, o acúmulo de serapilheira foi maior na floresta em estágio avançado. Certamente este resultado se deve à maior biomassa acima do solo desta floresta, assim como à perda de serapilheira durante o incêndio que ocorreu no trecho em estágio inicial. Ainda assim houve grande acúmulo de serapilheira no trecho de sucessão inicial quando comparado a outros estudos (O'CONNELL & SANKARAN, 1997; CALDEIRA *et al*., 2008). Desta forma, presume-se que este resultado se deve ao rápido crescimento e produção de biomassa das espécies pioneiras e às altas taxas de mortalidade destas espécies (MAGNAGO *et al*., 2015). Estes resultados estão em concordância com os parâmetros propostos para classificação dos estágios sucessionais da Mata Atlântica, onde a serapilheira aumenta dos estágios iniciais para médio e avançado.

O'Connell e Sankaran (1997) salientam que em determinadas florestas neotropicais, a produção de serapilheira acumulada varia entre 3,1 e 16,5 Mg/ha, com o valor máximo observado nas florestas sub-montanas da Colômbia (16,5 Mg/ha). Nesse sentido, os valores observados para florestas semideciduais no sudeste do Brasil variam entre 5,5 a 8,6 Mg/ha, enquanto o estoque médio

de carbono em serapilheira acumulada em Florestas Ombrófilas Densas pode variar de 4,47 a 5,28 Mg/ha (CALDEIRA, 2008) e variar em torno de 7,99 Mg/ha em Floresta Ombrófila Mista Montana (CALDEIRA, 2007).

Em outros ecossistemas do Brasil foram encontradas similaridades nos valores de serapilheira acumulada, porém, como foi constatado por Lopes *et. al.,* (2009), a Caatinga apresentou os menores valores por suas condições de baixa produtividade em um ambiente semi-árido. Esses autores verificaram que na Caatinga a deposição massiva de serapilheira ocorre na transição da estação chuvosa e início da estação seca, com uma produtividade de 2,9 Mg/ha. Por outro lado, De Maman (2007) destaca que o acúmulo de serapilheira em Mata de Galeria e Cerradão foi de 9,4 Mg/ha e 12,89 Mg/ha, respectivamente. Finalmente, Vogel *et al*., (2013) quantificaram o estoque de serapilheira e nutrientes em um fragmento de floresta nativa no bioma Pampa, encontrando os maiores valores de serapilheira depositada na primavera, de 15,78 Mg/ha, seguido do inverno com 11,80 Mg/ha.

Neste estudo observou-se que o pH e P (TAB. 1) foram os únicos parâmetros do solo que apresentaram valores maiores na floresta em estágio inicial (4 anos), em comparação com o trecho em estágio avançado de sucessão (≥ 80 anos). Estes resultados coincidem com a pesquisa de Lorenzon *et al*., (2014), que avaliaram o efeito do fogo sobre propriedades químicas do solo numa Floresta Estacional Semidecidual que encontrava-se em processo de regeneração, onde houveram aumentos significativos no pH e P em comparação a um trecho não queimado.

Cabe destacar que estes parâmetros são dependentes da quantidade e composição de cinzas geradas pela queima (LORENZON *et al*., 2014) o que pode explicar os dados obtidos. Ainda assim, se presume que a simples análise comparativa de parâmetros químicos do solo entre estágios sucessionais da Floresta Estacional Semidecidual, não é suficiente para indicar níveis de estabilidade do ecossistema, uma vez que houve pouca diferença entre os valores encontrados. Portanto, propõe-se avaliar a dinâmica de transferência de nutrientes entre serapilheira e solo para obtenção de resultados mais definitivos.

O trecho em estágio avançado de sucessão avaliado nesta pesquisa apresentou os maiores valores de bases trocáveis, capacidade de troca catiônica e matéria orgânica (TAB. 1), em comparação aos valores de solo do trecho em estágio de sucessão inicial e recentemente queimada. Este resultado pode estar relacionado com a maior acumulação de serapilheira que é a principal fonte de retorno de nutrientes ao solo. Assim, Vogel & Schumacher (2010), encontraram na serapilheira acumulada de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, teores médios de 0,63 g/kg para o P, 1,82 g/kg para o K, 14,19 g kg-1 para o Ca, e 2,05 g/kg-1 para o Mg, e destacaram ser um aporte considerável de nutrientes ao solo.

TABELA 1

Parâmetros químicos do solo em duas áreas de Floresta Estacional Semidecidual com diferentes estágios de sucessão natural no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro

Parâmetros químicos do solo	Estágio de Sucessão Natural	
	Estágio inicial (~4 anos)	Estágio avançado (≥ 80anos)
pH	4,58	4,16
P (mg/dm^3)	3,1	3,0
K (mg/dm^3)	44	63
Ca^{2+}(cmol/dm^3)	0,60	0,84
Mg^{2+}(cmol/dm^3)	0,21	0,38
AL^{3+}(cmol/dm^3)	1,37	1,66
SB (cmol/dm^3)	0,92	1,38
t (cmol/dm^3)	2,29	3,04
T (cmol/dm^3)	10,72	13,58
V%	8,6	10,2
MO (dag/Kg)	7,29	12,04
P-rem (mg/L)	15,9	14,2

NOTA: Estágio inicial de sucessão após uma queimada (EIS ~ 4 anos), e estágio avançado de sucessão (EAS ≥ 80 anos). Indica-se a soma de bases trocáveis (SB), capacidade de troca catiônica em pH 7 (T), capacidade de troca catiônica efetiva (t), índice de saturação de bases (V), matéria orgânica (MO), fósforo remanescente (P-rem).

Thomaz (2013) quantificou uma perda significativa, de até 55%, do total do solo durante um período de sucessão florestal de cinco anos, como resultado do aumento do escoamento em trechos desmatados e queimados, encontrando uma taxa de até 2,2 Mg/ha/ano de perda durante a primeira fase da sucessão, que foi diminuindo exponencialmente até atingir os cinco anos. Neste sentido, é importante considerar que para conhecer melhor os impactos gerados pela incidência do fogo nas propriedades físicas e químicas do solo, seria muito importante avaliar o efeito da precipitação e escoamento superficial. Ainda assim, cabe destacar que Thomaz *et al*., (2014) constataram que alterações por efeito do fogo nas propriedades químicas do solo foram mais pronunciadas do que nas propriedades físicas, resultado que também foi encontrado no presente estudo.

A serapilheira tem sido considerada um importante indicador do nível de estabilidade ou degradação de ecossistemas florestais do Brasil. Geralmente usada para a avaliação e monitoramento de programas de restauração (BRANCALION *et al*., 2012; MARTINS, 2014; MAGNAGO *et al*., 2015), pelo fato de contribuir com a manutenção da ciclagem de nutrientes entre solo e vegetação, como um dos processos mais determinantes na recuperação de biomassa durante a sucessão natural (GUARIGUATA & OSTERTAG, 2001; MARTINS *et al*., 2012).

Neste sentido, Kühl *et al*., (2012) e Sperandio *et al*., (2012), tem desenvolvido pesquisas que empregam a serapilheira acumulada como um indicador de avaliação de diferentes sistemas de restauração florestal do Brasil. Assim, Kühl *et al*., (2012) encontraram que o acúmulo de serapilheira

em quatro estágios sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa como indicador de restauração florestal foi de 0,35 Mg/ha no trecho de pasto, 4,45 Mg/ha durante a regeneração inicial (4 anos), 8,39 Mg/ha na floresta intermediária (20 anos), e 9,05 Mg/ha na floresta madura. Por outro lado, Sperandio *et al*., (2012) avaliando sistemas de restauração florestal, observaram valores de serapilheira acumulada semelhantes, sendo no trecho de mata nativa, uma média geral de 5,61 Mg/ha.

A regeneração natural das florestas, através do processo de sucessão, também é considerado um importante método de restauração florestal conhecido como "restauração passiva". Esta consiste na conservação de florestas secundárias com diferentes estágios de sucessão, recuperando naturalmente os componentes do ecossistema, como vegetação, solos e serapilheira ao longo do tempo, até atingir características semelhantes de uma floresta madura. Por este motivo, considera-se que as análises da produção e dinâmica da serapilheira representam um importante indicador para avaliar o status de conservação e recuperação da Floresta Estacional Semidecidual do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, o qual apresenta grande potencial de restauração passiva e conservação em escala de paisagem. Assim, a regeneração natural pode ser uma importante estratégia para restauração de trechos perturbados no parque, tendo em vista a importância do acúmulo de serapilheira e de biomassa total na restauração.

Conclusões

Houve diferenças significativas na serapilheira acumulada entre o estágio inicial e avançado de sucessão na Floresta Estacional Semidecidual do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, com valores similares aos encontrados em diferentes tipos de floresta tropicais. Os parâmetros físico-químicos como o pH e P só foram maiores no trecho com estágio de sucessão inicial em comparação ao estágio avançado, pelo recente efeito que o fogo exerceu sobre o solo.

Por fim, vale ressaltar que até o momento não há estudos que analisem o efeito sinérgico do fogo (intensidade, frequência e duração) sobre a restauração passiva e processos biogeoquímicos em florestas da Mata Atlântica nesta região, especialmente sobre a dinâmica de acúmulo de serapilheira. Por isso, com base neste estudo, pode-se concluir que o acúmulo de serapilheira pode ser um importante indicador da recuperação pós-fogo em trechos de Floresta Estacional Semidecidual, tendo grande importância para avaliar o potencial de restauração de trechos perturbados.

Referências:

AMBIENTE BRASIL CENTRO DE ESTUDOS. **Plano de manejo do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro**: Relatório parcial. Belo Horizonte: Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais/Ambiente Brasil. 2006.

AMBIENTE BRASIL CENTRO DE ESTUDOS **Plano de manejo do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro**. Belo Horizonte, Ambiente Brasil / Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais. 2007. 98 p.

BRANCALION, P. H. S. *et al*. Avaliação e monitoramento de trecho em processo de restauração. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p.262-293.

CALDEIRA, M. V. W. *et al*. Quantificação de serapilheira e de nutrientes; Floresta Ombrófila Mista Montana Paraná. **Revista Acadêmica**, v.5, n.2, p.101-116. 2007.

CALDEIRA, M. V. W. *et al*. Quantificação de serapilheira e de nutrientes em uma Floresta Ombrófila Densa. **Ciências Agrárias**, v.29, n.1, p.53-68. 2008.

DE MAMAN, A. P. *et a*l. Produção e acúmulo de serapilheira e decomposição foliar em Mata de Galeria e Cerradão no sudoeste de Mato Grosso. **Revista de Ciências Agro-Ambientais**, v.5, n.1, p.71-84. 2007.

DRAKE, D. R.; PRATT, L. W. Seedling mortality in Hawaiian rain forest: the role of small-scale physical disturbance. **Biotropica**, v.33, p.319-323. 2001.

DRUMMOND, G. M. *et al*. **Biodiversidade de Minas Gerais**: um atlas para sua conservação. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. 2005. 222 p.

FACCELLI, J. M.; PICKETT, S. T. A. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review**, v.57, p.1-32. 1991.

FERNANDES, A. **Fitogeografia brasileira**. Fortaleza: Multigraf. 1998.

GANDOLFI, S. *et a*l. Forest restoration: many views and objectives. In: RODRIGUES, R. R. *et al*. (Ed.). **High diversity forest restoration in degraded areas**. New York: Nova Science Publishers, 2007. p.3-26.

GANDOLFI, S. *et al*. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v.55, n.4, p.753-767. 1995.

GARCÍA-GUZMÁN, G.; BENÍTEZ-MALVIDO, B. Effect of litter on the incidence of leaf-fungal pathogens and herbivory in seedling of the tropical tree Nectandra ambigens. **Journal of Tropical Ecology**, v.19, p.171-177. 2003.

GUARIGUATA, M. R. ; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v.148, n.1, p.185-206. 2001.

IESB - INSTITUTO DE ESTUDOS SOCIOAMBIENTAIS DO SUL DA BAHIA. **Levantamento da cobertura vegetal nativa do Bioma Mata Atlântica**. Relatório Final. Rio de Janeiro, 2007.84 p.

KATTAN, G. H. Fragmentación; patrones y mecanismos de extinción de especies. In: GUARIGUATA, M. R. and KATTAN, G. H. (Ed.). **Ecología de bosques neotropicales**. Cartago: Editora Tecnológica, 2002. p.561-590.

KEENLEYSIDE, K. A. *et al*. **Ecological restoration for protected areas**: principles, guidelines and best practices. Gland: IUCN. 2012. 120 p.

KÜHL, A. S. *et al*. Uso do aporte de serapilheira de uma Floresta Ombrófila Densa em quatro estágios sucessionais como indicador de restauração florestal na cidade de Sete Barras, São Paulo. SIMPÓSIO DE TECNOLOGIA EM MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS,4. São Paulo.; **Anais**.. p. 183-192. 2012.

LOPES, J. F. *et al*. Deposição e decomposição de serapilheira em trecho da Caatinga. **Revista Agro@mbiente** On-line, v. 3, n. 2, p. 72-79. 2009.

LORENZON, A. S. *et al*. Análise química de um solo florestal após ocorrência de fogo. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, v.4, n.2, p.142-147. 2014.

MAGNAGO, L. F. S. *et al*. Os processos e estágios sucessionais da Mata Atlântica como referênica para a restauração florestal. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2015. p.69-100.

MARTINS, S. V. O estado da arte da restauração florestal do Sudeste do Brasil. In: DÖRR, A. C. *et al*. (Ed.). **Prática e saberes em meio ambiente**. Curitiba: Editora Appris, 2014. p.282-301.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**: no contexto do Novo Código Florestal. 3. ed. Viçosa,: Editora Aprenda Fácil, 2014. 220p. v.1

MARTINS, S. V. & KUNZ, S. H. Use of evaluation and monitoring indicators in a riparian forest restoration project in Viçosa, southeastern Brazil. In: RODRIGUES, R. R *et al*. (Eds.). **High diversity forest restoration in degraded areas**. New York: Nova Science Publishers, 2007. p 261-274.

MARTINS, S. V. *et al*. Sucessão ecológica: fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p.21-52.

MORELLATO, L. P. C. Nutrient cycling in two south--east Brasilian forest. I Litterfall and litter standing crop. **Journal of Tropical Ecology**, v.8, n.1, p.205-215. 1992.

MYERS, N. *et al*. Biodiversity hotspots for conservations priorities. **Nature**, v.403, p.853-858. 2000.

O'CONNELL, A. M.; SANKARAN, K. V. Organic matter accretion, decomposition and mineralisation. In: NAMBIAR, E. K. S. and BROWN, A. G. (Ed.). **Management of soil, nutrients and water in tropical plantations forests**. Canberra: ACIAR Australia/CSIRO, 1997. p.443-480.

OLSON, J. S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, v.44, p.322-331. 1963.

READER, R. J. Control on seedling emergence by ground cover and seed predation in relation to seed size for some old-field species. **Journal of Ecology,** v.81, p.169-175. 1993.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI S. Restoration Actions .In; RODRIGUES, R. R *et al*. (Ed.). **High diversity forest restoration in degraded areas**. New York: Nova Science Publishers, 2007. p 77 - 101.

SOARES, M. P. *et al*. Composição florística do estrato arbóreo de Floresta Atlântica Interiorana em Araponga - Minas Gerais. **Revista Árvore**, v 30, n. 5, p. 859-870. 2006.

SPERANDIO, H. V. *et al.* Emprego da serapilheira acumulada na avaliação de sistemas de restauração florestal em Alegre-ES. **Floresta e Ambiente**, v.19, n.4, p.460-467. 2012.

THOMAZ, E. L. Slash-and-burn agriculture: Establishing scenarios of runoff and soil loss for a five-year cycle. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.168, p.1-6. 2013.

THOMAZ, E. L. *et al*. Effects of fire on the physico-chemical properties of soil in a slash-and-burn agriculture. **Catena**, v.122, p.209-215, 2014.

THOMPSON, I. D. *et al*. Forest biodiversity, carbon and other ecosystem services: relationships and impacts of deforestation and forest degradation. In: PARROTTA, J. A. (Ed.). Understanding relationships between biodiversity, carbon, forest and people: the key to achieving REDD+ objectives. Viena: IUFRO, 2012. p.21-50.

VITOUSEK, P. M.; SANFORD, R. L. Nutrient cycling in moist tropical forest. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics, v.17, p.137-167. 1986.

VOGEL, H. L. M.; SCHUMACHER, M. V. Quantificação dos nutrientes na serapilheira em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em São Gabriel--RS, Brasil. In: FERTBIO, 2010, Guarapari. **Anais**... Guarapari: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2010. p.121-124.

VOGEL, H. L. *et al*. Efeito de borda no estoque de serapilheira e nutrientes em um fragmento de floresta nativa no Bioma Pampa. **Ecologia e Nutrição Florestal**, v.1, n.1, p.46-54. 2013.

Em Destaque:

Euterpe edulis Mart., espécie chave no enriquecimento de áreas em restauração da Mata Atlântica

Euterpe edulis Mart. é uma espécie de palmeira, nativa da Mata Atlântica, pertencente à família Arecaceae e conhecida popularmente como palmito-juçara, juçara, içara ou palmiteiro (FIG. 1). Se destaca por produzir um palmito de excelente qualidade, bastante apreciado pelo mercado consumidor (MARTINS & SOUZA, 2009). Ocorre desde a Bahia até o Rio Grande do Sul, entre as latitudes 15°S (BA) e 29°45'S (RS), no domínio Floresta Atlântica (SEOANE *et al*., 2005).



Foto: Sebastião Venâncio Martins

FIGURA 1 – Palmeiras *Euterpe edulis* em fragmento florestal, Viçosa, MG.

As populações de *E. edulis* vem sofrendo grande pressão antrópica ocasionada pela sua exploração predatória para a extração do palmito que ocorre por meio da derrubada dos indivíduos adultos e retirada do meristema apical (LEITMAN *et al*., 2013). Essa extração ocasiona a morte da planta, pois esta espécie não possui capacidade de rebrota (LEITMAN *et al*., 2013). Portanto, o extrativismo é uma das principais ações de redução das populações de *E. edulis* (LEITMAN *et al*., 2013), o que a fez ser considerada como espécie "Vulnerável" (VU), estando presente no Livro Vermelho da Flora do Brasil (MARTINELLI & MORAES, 2013).

E. edulis possui grande capacidade de regeneração, apresentando grande densidade na área de ocorrência, com abundante produção de frutos que são muito atrativos a fauna silvestre (KAGEYAMA & GANDARA, 1993; SILVA MATOS & BOVI, 2002). Os principais dispersores de suas sementes são as aves (jacus, jacutingas, tucanos, sabiás, entre outros) (FIG. 2A e 2B) e mamíferos (preás, porcos do mato, antas, macacos, morcegos frugívoros) (ZIMMERMANN, 1991), que facilitam a sua regeneração no sub-bosque de florestas e capoeiras contribuindo para acelerar o processo de sucessão ecológica através do enriquecimento natural (MARTINS & SOUZA, 2009).



Fotos: Sebastião Venâncio Martins

FIGURA 2 – Aves frugívoras se alimentando dos frutos e dispersando as sementes de *E. edulis* em fragmento florestal, Viçosa, MG.
A) Jacu-guaçu (*Penelope obscura*).
B) Araçari-de-bico-branco (*Pteroglossus aracari*).

O extrativismo indiscriminado da palmeira *E. edulis*, causa diversos impactos negativos sobre a flora e fauna no bioma Floresta Atlântica, devido sua contribuição na estrutura e dinâmica destas florestas (RIBEIRO *et al*., 2011). *E. edulis* possui grande importância na preservação desse bioma e no enriquecimento de fragmentos florestais em processo de restauração, para que a sucessão florestal possa ocorrer favorecendo as interações ecológicas entre fauna e flora.

O enriquecimento de áreas em processo de restauração com a palmeira *E. edulis* pode ser realizado por meio de plantio de mudas, semeadura direta e pela técnica de resgate e transplante de plântulas.

O plantio de mudas pode ser feito aleatoriamente, buscando preencher algumas eventuais falhas do plantio inicial da área em restauração ou em pequenas clareiras surgidas ao longo do processo de restauração devido alguma perturbação pontual.

Pode-se também realizar o plantio em estreitas faixas abertas no interior da floresta, de até um metro de largura (MARTINS, 2013), parcialmente sob a copa das espécies já estabelecidas, sem prejudicar essas espécies. Deve-se manter espaçamentos amplos (5 a 10 m entre faixas e 3 a 6 m entre plantas), já que a própria floresta em formação fornece sombreamento necessário ao desenvolvimento de *E. edulis* (MARTINS, 2013), com nível adequado entre 20 e 50% de sombreamento (REIS *et al*., 1988).

Nas faixas ou nas pequenas clareiras, é possível ainda, o plantio em núcleos constituídos de 4 a 9 indivíduos em uma área de 1 m² (FIG. 3A e 3B), dependendo da disponibilidade de mudas e do objetivo de se ter um maior ou menor adensamento. Os núcleos de mudas de *E. edulis* podem também ser implantados nas entrelinhas do reflorestamento heterogêneo tradicional, em intervalos de 10 m entre núcleos.



Fotos: Sebastião Venâncio Martins

FIGURA 3 – Enriquecimento de área minerada em processo de restauração florestal, através de plantios em núcleos, em São Sebastião da Vargem Alegre, MG.
A) Núcleos de mudas de *Euterpe edulis* implantados para enriquecimento de área em processo de restauração pós-mineração de bauxita em Minas Gerais.
B) Detalhe de um núcleo com 9 mudas de *E. edulis*.

A semeadura direta de *E. edulis* pode ser realizada em covetas distribuídas uniformemente em linhas, nas entrelinhas do reflorestamento de restauração, ou também na forma de núcleos, ou ainda de forma aleatória com semeadura a lanço (FIG. 4A e 4B), mas sempre tomando o cuidado em fazer o despolpamento dos frutos em água para evitar o ataque de fungos. Nodari *et al*. (1988) destacam que, apesar de *E. edulis* apresentar baixa sobrevivência no enriquecimento pela semeadura direta, essa é uma técnica simples e de baixo custo.



Foto: Sebastião Venâncio Martins



Foto: Sebastião Venâncio Martins

FIGURAS 4A e B – Trecho de floresta secundária enriquecido com *Euterpe edulis* através de semeadura direta, em Viçosa, MG.

E. edulis apresenta como estratégia de regeneração a formação de banco de plântulas, próximo à planta-mãe, distribuídas espacialmente muito agregada (FANTINI *et al*., 2000), com cerca de 120 a 200 plântulas m2. Tendo em vista que essa alta densidade gerará forte competição intraespecífica por nutrientes, luz e água (RIBEIRO *et al*., 2011) e que a maioria das plântulas não sobreviverá, torna-se interessante o resgate e transplantio dessas plântulas para o enriquecimento de áreas em processo de restauração. Pode ser realizado o transplantio direto ou o resgate para produção de mudas para uso posterior em plantios de enriquecimento.

Essa técnica de restauração ecológica é indicada também nos casos em que o licenciamento ambiental permitiu a supressão da vegetação da área onde será realizado o resgate das plântulas em virtude de atividades como mineração, represamento de cursos d'água, entre outros (MARTINS, 2013). Assim, aproveita-se um material, que seria descartado, para a restauração de outras áreas degradadas como medida compensatória do empreendimento impactante.

Para a produção de mudas por resgate, as plântulas são coletadas diretamente do chão da floresta, com cuidado para não danificar o sistema radicular, transferidas para recipientes com substratos e mantidas em casa de sombra no viveiro por um período de 6 a 9 meses, irrigadas diariamente (MARTINS & SOUZA, 2009). Após esse período, já apresentando o lançamento de novas folhas, as mudas poderão ser levadas para o plantio no campo, sempre em condições de sombreamento médio, como no caso do enriquecimento de capoeiras e áreas em processo de restauração por reflorestamento.

Tendo em vista o grau de ameaça de *E. edulis* e sua importância ecológica para a fauna, torna-se de grande relevância o uso dessa espécie no enriquecimento de áreas em restauração, o qual promoverá o aumento da biodiversidade e a aceleração da sucessão ecológica, além da conservação *in situ* desta palmeira.

Aurino Miranda Neto

Engenheiro Florestal, Doutor em Ciência Florestal. LARF – Laboratório de Restauração Florestal, UFV. CEP: 36570-900, Viçosa, MG.

Kelly de Almeida Silva

Engenheira Florestal, Doutora em Ciência Florestal, LARF – Laboratório de Restauração Florestal, UFV - Universidade Federal de Viçosa, CEP 36570-900, Viçosa, MG.

Sebastião Venâncio Martins

Engenheiro Florestal, Dr. Professor do Departamento de Engenharia Florestal, LARF, UFV, CEP: 36570-900, Viçosa, MG. Email: venancio@ufv.br

Aldo Teixeira Lopes

Engenheiro Florestal, CBA - Companhia Brasileira de Alumínio - Votorantim, Unidade Zona da Mata, CEP: 36790-000, Miraí, MG.

Referências

FANTINI, A. C.; RIBEIRO, R. J.; GURIES, R. P. Produção de palmito (*Euterpe edulis* Martius - Arecaceae) na floresta ombrófila densa: potencial, problemas e possíveis soluções. **Sellowia**, n.49/52, p.256-80, 2000.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. **Dinâmica de populações de espécies arbóreas**: implicações para o manejo e a conservação. São Paulo: Publicações da Academia de Ciências do Estado de São Paulo, 1993. p.1-10.

LEITMAN, P.; JUDICE, D. M.; BARROS, F. S. M.; PRIETO, P. V. Arecaceae. In: MARTINELLI, G; MORAES, M. A. (Orgs.). **Livro vermelho da flora do Brasil.** Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013. 1100 p.

MARTINELLI, G; MORAES, M. A. (Orgs.). **Livro vermelho da flora do Brasil**. Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013. 1100 p.

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

MARTINS, S. V.; SOUZA, M. N. **Cultivo do palmiteiro-juçara (***Euterpe edulis* **Mart.)**: produção de palmito e restauração florestal. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2009. 107 p.

NODARI, R. O.; REIS, A.; GUERRA, M. P.; REIS, M. S. Teste de procedência e progênie de palmito-juçara (*Euterpe edulis* Mart.). In: ENCONTRO NACIONAL DOS PESQUISADORES DE PALMITO, 1., Curitiba, 1987. **Anais**... Curitiba: EMBRAPA-CNPF, 1998. p.183-188. (Documento 19).

REIS, M. S.; NODARI, R. O.; GUERRA, M. P. Desenvolvimento do palmito-juçara: I. Caracterização até os 18 meses sob diferentes níveis de sombreamento. In: ENCONTRO NACIONAL DOS PESQUISADORES DE PALMITO, 1., Curitiba, 1987. **Anais**... Curitiba: EMBRAPA-CNPF, 1998. p.141-148. (Documento 19).

RIBEIRO, T. M.; MARTINS, S. V.; LANA, V. M.; SILVA, K. A. Sobrevivência e crescimento inicial de plântulas de *Euterpe edulis* Mart. transplantadas para clareiras e sub-bosque em uma Floresta Estacional Semidecidual, em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 35, n. 6, p. 1219-1226, 2011.

SEOANE, C. E. S.; SEBBENN, A. M.; KAGEYAMA, P. Y. Sistema de reprodução em duas populações naturais de *Euterpe edulis* M. sob diferentes condições de fragmentação florestal. **Scientia Forestalis**, n. 69, p. 13-24, 2005.

SILVA MATOS, D. M.; BOVI, M. L. A. Understanding the threats to biological diversity in the South-eastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 11, p.1747-1758, 2002.

ZIMMERMANN, C. E. A dispersão do palmiteiro-juçara por passeriformes. **Ciência Hoje**, v. 12, n. 72, p. 20-21, 1991.