

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



**Espécies nativas e respostas a
deposição nitrogenada**

Abelhas ameaçadas por ações antrópicas

**Laterita, espécies nativas e restauração de
áreas mineradas**



MG.BIOTA

Boletim de divulgação científica da Diretoria de Pesquisa e Proteção à Biodiversidade/IEF que publica bimestralmente 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

Adriana Heloisa Pereira (estagiária)
Denize Fontes Nogueira
Janaína A. Batista Aguiar
José Medina da Fonseca
Letícia Maria da Silva (estagiária)
Maria Margaret de Moura Caldeira (Coordenação)
Mariana da Silva Tomás Barbosa
Priscila Moreira Andrade
Sandra Mara Esteves de Oliveira
Valéria Mussi Dias (Coordenação)

Colaboradores deste número

Emerson Gomes Maciel

PUBLICAÇÃO TÉCNICA INFORMATIVA MG.BIOTA

Edição: Bimestral
Tiragem: 5.000 exemplares
Diagramação: Raquel M. Mariani / Imprensa Oficial

Normalização: Silvana de Almeida – Biblioteca – SISEMA

Corpo Editorial e Revisão:

Denize Fontes Nogueira, Janaína A. Batista Aguiar, Maria Margaret de Moura Caldeira, Priscila Moreira Andrade, Valéria Mussi Dias.

Arte da Capa: Gilson Santos Costa / Imprensa Oficial
Fotos: Geisy Lopes, Elisa Silva Cândido, Maria Cristina Messias, Alessandra Kozovitz, Naiara Machado, Valdir Guedes, Marcus Alvarenga Soares, Claubert Wagner Guimarães de Menezes

Foto Capa: Valdir Guedes
Imagem: *Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeish (candeia)

Foto Contra-capa: Evandro Rodney
Imagem: *Ara Ararauna* (arara-canindé).

Impressão:**Endereço:**

Rodovia Prefeito Américo Gianeti, s/nº 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 Pesquisa e Proteção à Biodiversidade do IEF – MG. v.1, n.1 (2008) – Belo Horizonte: Instituto Estadual de Florestas, 2008-

v.; il.
Bimestral
ISSN: 1983-3687
1. Biosfera – Estudo – Periódico. 2. Biosfera – Conservação. I. Instituto Estadual de Florestas. Diretoria de Pesquisa e Proteção à Biodiversidade

CDU: 502

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

Instruções para colaboradores MG.Biota

Aos autores,

Os autores deverão entregar os seus artigos diretamente à Gerência de Projetos e Pesquisas (GPROP), acompanhada de uma declaração de seu autor ou responsável, nos seguintes termos:

Transfiro para o Instituto Estadual de Florestas por meio da Diretoria de Pesquisa e Proteção à Biodiversidade, 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.

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

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.
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 com a primeira letra em maiúsculo;
 - 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;
 - e) Texto digitado em fonte Arial, tamanho 12;
 - f) 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, os gráficos;
 - g) 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
- h) Uso de itálico para termos estrangeiros;
- i) As citações no texto e as informações recolhidas de outros autores devem-se apresentar no decorrer do texto, 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 Arial, tamanho 10, elas devem constituir um parágrafo próprio, recuado, sem necessidade de utilização de aspas;
 - Notas explicativas devem ser apresentadas em rodapé, com fonte Arial, tamanho 10, enumeradas.
- j) 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);
- k) Os autores devem se responsabilizar pela correção ortográfica e gramatical, bem como pela digitação do texto, que será publicado exatamente conforme enviado.

Endereço para remessa:

Instituto Estadual de Florestas - IEF
Gerência de Projetos e Pesquisas – GPROP
Boletim MG.Biota
Rodovia Prefeito Américo Gianeti, s/nº - Prédio Minas - Serra Verde
Belo Horizonte/MG
Cep: 31.630-900
email: projetospesquisas.ief@meioambiente.mg.gov.br
Telefones: (31)3915-1324;3915-1338



INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS — MG
DIRETORIA DE PESQUISA E PROTEÇÃO À BIODIVERSIDADE
GERÊNCIA DE PROJETOS E PESQUISAS

MG.BIOTA	Belo Horizonte	v.5, n.2	jun./jul.	2012
----------	----------------	----------	-----------	------

SUMÁRIO

Editorial 3

Atividade da redutase de nitrato em folhas e raízes de espécies nativas dos campos ferruginosos em resposta à deposição nitrogenada

Geisy de Cássia Lopes, Jane Eyre Casarino, Alessandra Rodrigues Kozovits..... 4

Redução granulométrica da laterita e uso de espécies nativas como alternativa para restauração de áreas degradadas pela mineração de bauxita em Minas Gerais

Naiara Amaral de Miranda Machado, Mariangela Garcia Praça Leite, Alessandra Rodrigues Kozovits 20

Em destaque

Abelhas indígenas em campos rupestres e ferruginosos: diversidade ameaçada por ações antrópicas

Victor Hugo Duarte da Costa, Claubert Wagner Guimarães de Menezes, Marcus Alvarenga Soares 34

EDITORIAL

A princípio, os temas dessa edição podem parecer impenetráveis. Mas a estranheza é só inicial, já que sua leitura revela a importância dos estudos para a elaboração de diagnósticos da poluição ambiental e para a elaboração de políticas públicas.

A escassez de estudos sobre os assuntos no Brasil transformam esse número do MG.Biota uma joia que pode influenciar novas pesquisas que identifiquem, com clareza, as respostas da vegetação nativa aos elementos descritos.

As alterações provocadas no planeta pelas atividades humanas ainda são objeto de estudo. No caso do Quadrilátero Ferrífero, região fortemente afetada pela exploração mineral, é ainda mais urgente a investigação do que essas ações podem representar para os ecossistemas ali encontrados.

Os estudos realizados na região de Ouro Preto são uma importante contribuição para se conhecer o comportamento de espécies locais em resposta a alterações que podem ser globais.

José Medina da Fonseca
Gerente de Projetos e Pesquisas/IEF

Atividade da redutase de nitrato em folhas e raízes de espécies nativas dos campos ferruginosos em resposta à deposição nitrogenada

Geisy de Cássia Lopes¹, Jane Eyre Casarino², Alessandra Rodrigues Kozovits³

Resumo

A atividade da enzima redutase de nitrato (ARN) tem sido usada como parâmetro bioindicador de fertilização do solo e de poluição atmosférica nitrogenada. Por ocorrer sobre solos rasos e pobres em nitrogênio, e devido ao alto grau de endemismo, a vegetação dos campos ferruginosos é potencialmente suscetível aos impactos de tal poluição. Neste trabalho, avaliou-se a ARN em folhas e raízes de três espécies nativas dos campos ferruginosos submetidas à fertilização no solo e nas folhas. As raízes se mostraram mais responsivas à fertilização em *Matayba marginata* Radlk e *Byrsonima variabilis* A. Juss., mas não em *Eremanthus incanus* (Less.) Less. De maneira geral, as espécies apresentaram maior ARN quanto fertilizadas nas folhas e demonstraram que a vegetação de canga é sensível à deposição atmosférica de N.

Palavras chave: poluição atmosférica, nitrogênio, campos ferruginosos, atividade de redutase de nitrato.

Abstract

Nitrate reductase activity (NRA) has been used as a bioindicator parameter of soil fertilization and nitrogen atmospheric pollution. Occurring on shallow and nitrogen poor soils, and due to the high degree of endemism, vegetation in ferruginous rocky outcrops (canga) is potentially susceptible to impacts of this kind of pollution. In this study we evaluated the NRA in leaves and roots of three indigenous species under soil or leaf fertilization treatments. Roots were more responsive to fertilization in *Matayba marginata* Radlk and *Byrsonima variabilis* A. Juss., but not in *Eremanthus incanus* (Less.) Less. In general, the species presented higher NRA when fertilized on leaves and showed that canga vegetation is sensitive to atmospheric nitrogen deposition.

Keywords: atmospheric pollution, nitrogen, ferruginous rocky outcrops, nitrate reductase activity.

¹ Bióloga. Universidade Federal de Ouro Preto. Departamento de Biodiversidade, Evolução e Meio Ambiente.

² Mestre em Ecologia – programa de Ecologia de Biomas Tropicais – Universidade Federal de Ouro Preto.

³ Doutora. Universidade Federal de Ouro Preto. Departamento de Biodiversidade, Evolução e Meio Ambiente, Laboratório de Ecofisiologia Vegetal.

Introdução

O nitrogênio é um elemento considerado limitante do crescimento de grande parte das comunidades vegetais nos trópicos e subtropicais, e atualmente, tem sido disponibilizado para as plantas em quantidades duas vezes maiores que as observadas na década de 50. De acordo com Galloway *et al.* (2004), a deposição de N deve continuar a aumentar em resposta as atividades agropecuárias, especialmente ao cultivo de leguminosas fixadoras de N, aplicação de fertilizantes nitrogenados e queima de biomassa vegetal, além das atividades industriais (VITOUSEK *et al.*, 1997). Formas nitrogenadas emitidas pelas atividades antrópicas como NO, N₂O, NH₃, NO₂ e seus produtos de reação (NH₄⁺, NO₃⁻ e HNO₃) possuem grande mobilidade na atmosfera, e podem ser depositados sobre a superfície terrestre a centenas de quilômetros das suas fontes (ASMAN 1998, FABIAN *et al.*, 2005). Os poucos estudos realizados no Brasil até o momento relatam que quantidades de nitrogênio tão grandes quanto às encontradas no hemisfério norte têm sido depositadas sobre áreas de vegetação nativa na região sudeste do país (KRUSCHE *et al.*, 2003), entretanto pouco se conhece sobre as consequências de tal fertilização na vegetação.

A magnitude do impacto da deposição atmosférica de nitrogênio deve variar entre os ecossistemas, porém, espera-se que seja especialmente relevante em condições

de solos distróficos, onde a maior parte das espécies vegetais possui baixos requerimentos de N (PITCAIRN *et al.*, 2006). De forma geral, espera-se que o aumento da disponibilidade de N no ambiente acelere o crescimento das plantas, caso outros limitantes não estejam presentes. Entretanto, há espécies, chamadas de nitrofilas, que são capazes de crescer mais rapidamente que outras em resposta ao nutriente, e desta forma, tendem a excluir competitivamente as espécies não-nitrofilas. Tal comportamento foi observado em estudo de longo prazo de fertilização de áreas de cerrado senso restrito (BUSTAMANTE *et al.*, 2012). Os autores verificaram redução da diversidade de espécies herbáceas e subarborescentes, além da invasão de espécie exótica em resposta à adição de N e P. Os campos ferruginosos seriam potencialmente um dos sistemas mais afetados no Brasil, por possuírem solos rasos, oligotróficos e com baixa capacidade de retenção de água (FERREIRA & MAGALHÃES, 1977), o que selecionou espécies eficientes na captura de recursos limitantes.

Minas Gerais representa a terceira maior economia do país, sendo sua produção baseada principalmente nas atividades agropecuárias e nas indústrias siderúrgicas (FUNDAÇÃO JOÃO PINHEIRO, 1999). Essas atividades resultam na emissão de grandes quantidades de óxidos de nitrogênio (NO_x) e amônia (FLUES, 2002) que são devolvidas à superfície terrestre através da deposição seca e úmida (chuva ácida).

Surge então, a necessidade de estudos que buscam elucidar as respostas da vegetação nativa aos aumentos da concentração de N via deposição atmosférica.

Ao longo do tempo evolutivo, inúmeros mecanismos foram selecionados pelas plantas para aumentar a eficiência de captação e uso de diferentes formas de nitrogênio disponíveis no solo e na atmosfera (NIEVOLA & MERCIER, 2001; MARTHA JUNIOR *et al.*, 2009). Em geral, o nitrato (NO_3^-) é considerado uma das mais importantes fontes nitrogenadas, mesmo em solos ácidos, onde o amônio predomina (KOZOVITS *et al.*, 1996). O processo de redução do NO_3^- no interior da planta, envolve duas etapas catalisadas pelas enzimas redutase de nitrato (RN) e redutase de nitrito (RNi), sendo a primeira delas, considerada a enzima-chave na assimilação de nitrogênio em plantas superiores (NIEVOLA & MERCIER, 2001) e provavelmente representa o passo limitante na incorporação desse nutriente (CAMPBELL, 1988). Em função de sua importância, essa enzima tem sido freqüentemente utilizada como indicadora de estresses e de outras mudanças associadas aos fatores moduladores do crescimento das plantas (SRIVASTAVA 1980). Sua atividade pode refletir prontamente as variações nas condições ambientais, especialmente a disponibilidade de seu substrato (TISCHNER, 2000; CALATAYUD *et al.*, 2007).

Estudos comprovam a eficiência da redutase (RN) de nitrato para um diagnóstico precoce da poluição ambiental.

Tripathi & Gautam (2007) verificaram que a atividade da RN em *Mangifera indica*, *Cassia fistula* e em híbridos de eucalipto respondeu à poluição atmosférica nitrogenada muito antes que sintomas visuais na folha e no crescimento das plantas pudessem ser observados. O NO_3 pode entrar diretamente pelas superfícies das folhas ou ser absorvido pelas raízes; e neste contexto, este poluente pode induzir a atividade da enzima redutase de nitrato, que atua como um mecanismo de detoxificação (MÜLLER *et al.*, 2007). Assim, estes efeitos podem ser usados para quantificar o estresse produzido pela poluição atmosférica em plantas bioindicadoras, pois há relação entre a atividade da RN e as concentrações ambientais do poluente (STULEN *et al.*, 1998; RAYA-RODRIGUEZ, 2000; SIEGWOLF *et al.*, 2001).

No Brasil, são escassos os estudos da atividade RN em plantas nativas, e inexistem informações sobre as respostas à poluição nitrogenada. Estudos pioneiros com espécies pertencentes a diferentes grupos funcionais (fixadoras de N, não-fixadoras e acumuladoras de Al) crescendo em condições naturais em cerrado sensu stricto indicaram uma grande variação na atividade de RN nas folhas, sugerindo que dentro de um mesmo bioma, as plantas devam divergir quanto à suas habilidades de absorção e uso de recursos (KOZOVITS *et al.*, 1996). Aidar *et al.* (2003), em um estudo na Mata Atlântica observaram que, em geral, as pioneiras apresentam maiores valores de atividade de redutase de nitrato que espécies tardias, enquanto as espécies de estágios sucessionais intermediários apresentam atividades que

variam entre os valores extremos. Entretanto, estes estudos não permitem concluir sobre a capacidade total de absorção e uso de NO_3^- pelas plantas, pois não foram mensuradas as atividades da enzima nas raízes. Bustamante *et al.* (1995) trabalhando com plântulas de duas leguminosas nativas do cerrado crescendo *in vitro*, encontraram maior atividade média nas raízes que em folhas de *Dalbergia miscolobium* Benth, enquanto o contrário foi observado em *Pterodon polygalaeflorus* Benth.

Conhecer as respostas dessa enzima em folhas e raízes de espécies vegetais nativas é de extrema importância, oferecendo ferramenta para auxiliar a compreensão da dinâmica de populações em respostas às mudanças globais, mais especificamente, em resposta à deposição atmosférica de nitrogênio.

Objetivos

Avaliar a contribuição relativa da atividade de redutase de nitrato em raízes

e folhas de espécies lenhosas de remanescentes de campos ferruginosos em Ouro Preto, MG, para a identificação de estratégias de uso de N e escolha de órgãos mais sensíveis ao aumento da disponibilidade de N nestes sistemas. Comparar as respostas das plantas à fertilização nitrogenada sobre o solo e por aspersão sobre as folhas em diferentes horários do dia, com o intuito de se verificar a sensibilidade relativa das espécies à poluição atmosférica nitrogenada.

Materiais e métodos

Área de estudo e espécies vegetais

O estudo foi realizado entre fevereiro e outubro de 2008 em uma área remanescente de campo ferruginoso situada no Campus Morro do Cruzeiro da Universidade Federal de Ouro Preto (FIG. 1).



Foto: Geisy Lopes

FIGURA 1 – Área de estudo. Campo ferruginoso situado no Campus Morro do Cruzeiro da Universidade Federal de Ouro Preto.

Em um estudo preliminar, em dezembro de 2007, a atividade de redutase de nitrato foi mensurada em folhas de 10 espécies. A partir dos resultados, foram escolhidas três espécies representativas de grupos funcionais no uso de nitrogênio, sendo *Eremanthus incanus* (Less.) Less (Asteraceae, FIG. 2A) a espécie com maiores valores de atividade de RN, *Byrsonima variabilis* A. Juss. (Malpighiaceae, FIG. 2B, 2C) com valores intermediários e *Matayba marginata* Radlk (Sapindaceae, FIG. 2D) apresentando os menores valores. Para o presente estudo, seis indivíduos de cada uma destas espécies foram escolhidos, sendo três submetidos ao tratamento de fertilização e três pertencentes ao grupo controle (sem fertilização).

Experimentos de fertilização e atividade da redutase de nitrato

Para a realização do ensaio enzimático, em cada indivíduo, quatro folhas maduras e expostas nas direções N, S, L e O da copa foram coletadas e imediatamente lavadas com água destilada para eliminação de poeira e outros contaminantes. Com auxílio de um furador de 6 mm de diâmetro, amostras circulares das folhas foram retiradas, pesadas, cortadas em 4 partes e colocadas em seringa de polietileno com 5 ml de tampão fosfato 0,05 M, pH 7,5, 1% (v/v) n-propanol, 50 mM KNO₃ (atividade potencial), ou sem adição de KNO₃ (atividade real), onde sofreram infiltração sob vácuo. Uma amostra de 1ml foi retirada (T0), e a seringa colocada para incubar no

escuro e anaerobiose durante 60 minutos, quando nova amostra de 1 ml foi retirada (T60). A atividade foi determinada em termos da quantidade de NO₂⁻ produzido após a reação com sulfanilamida e N-naftil-etileno diamino (NNED), resultando em coloração rosa. A absorbância foi lida a 540 nm em espectrofotômetro. A atividade real (sem adição de nitrato ao tampão) representa a capacidade de redução com os níveis internos de NO₃⁻ no momento da coleta, enquanto a atividade potencial (com adição de nitrato ao tampão) traduz a capacidade de indução da enzima pela maior oferta do substrato. A comparação entre as duas atividades pode indicar as espécies com maiores habilidades de responder ao aumento da disponibilidade de NO₃⁻ no ambiente servindo, portanto, como melhores indicadoras da poluição nitrogenada. Os indivíduos fertilizados receberam a dosagem de 30 kg ha⁻¹ ano⁻¹. O nitrogênio foi aplicado na forma de nitrato de amônio diluído em água destilada. Os indivíduos do controle receberam apenas a adição de água destilada na mesma quantidade aplicada nos indivíduos fertilizados.

Atividade da redutase de nitrato em folhas e raízes após fertilização do solo

Meia hora após a fertilização no solo, fragmentos de raízes finas foram coletados, lavados com água destilada para retirar as impurezas. Em seguida retirou-se a camada externa das raízes e pesou-se 100 mg dos fragmentos que, logo após, foram



Fotos: A e D) Elisa Silva Cândido, B) Maria Cristina Messias, C) Alessandra Kozovits

FIGURA 2 – Espécies vegetais selecionadas para o estudo.
A) Indivíduo adulto de *Eremanthus incanus* (Less.) Less. em floração.
B) Detalhes da floração e
C) de frutos de *Byrsonima variabilis* A. Juss.
D) Ramo de *Matayba marginata* Radlk com resquícios de frutos.

cortados e colocados nas seringas para se determinar a atividade da redutase de nitrato radicular (pelo mesmo procedimento descrito para as folhas). Em adição, ARN foi também mensurada em folhas dos mesmos indivíduos.

Outra forma de simulação da deposição atmosférica de nitrogênio foi por aspersão sobre as folhas dos três indivíduos das parcelas fertilizadas, da mesma solução de nitrato de amônio que normalmente foi lançada sobre o solo, simulando a deposição atmosférica úmida de chuva ou de névoa de 30 kg N ha⁻¹ ano⁻¹. Os indivíduos do grupo controle receberam apenas aspersão de água destilada. Cerca de trinta minutos após o evento de fertilização que ocorreu às 9h30min, quatro folhas desses indivíduos foram coletadas e levadas ao laboratório para a mensuração da ARN. O mesmo ocorreu às 12 e às 14 h. A intenção, ao se realizar esse experimento, foi de comparar as respostas das plantas em termos da atividade de RN à deposição atmosférica incidente diretamente sobre as lâminas foliares e sobre os solos em diferentes horários.

A distribuição dos dados foi avaliada através do teste de Jaque Bera e os dados caracterizados como não normais foram logaritimizados. Diferenças entre os grupos controle e fertilizado foram testadas através do Teste T de Student e as diferenças entre as atividades de redutase de nitrato real e potencial, entre as espécies, e em diferentes horários foram verificadas através de Análise de Variância (ANOVA),

com Post-Hoc de Tukey ao nível de 10%. As análises foram realizadas com o programa SPSS 10.0.

Resultados

Atividade da redutase de nitrato em folhas e raízes

Byrsonima variabilis A. Juss. apresentou os valores mais elevados de atividade real de redutase de nitrato nas folhas, seguida de *Eremanthus incanus* (Less.) Less, que apresentou atividade real somente sob fertilização. As folhas de *Matayba marginata* Radlk não demonstraram ARN real nem mesmo após a adição de nitrogênio (FIG. 3, 4 e 5). Com relação às raízes, a atividade real não diferiu entre *E. incanus* e *M. marginata* ($p>0,1$), ambas apresentando baixa atividade tanto no controle quanto sob fertilização nitrogenada. Por outro lado, a ARN nestas espécies diferiu da apresentada por raízes de *B. variabilis*, que foi significativamente maior ($p<0,1$; FIG. 4).

Ao contrário do observado acima, a atividade potencial em folhas foi maior em *E. incanus*, seguida de *B. variabilis* e *M. marginata*. Nas raízes, *B. variabilis* e *M. marginata* mostraram maior atividade potencial que *E. incanus*.

Comparando-se os grupos controle e fertilizado, as médias das ARN potencial e real, tanto foliares quanto radiculares, não foram significativamente distintas ($p>0,1$).

Exceção foi encontrada apenas na atividade real de *E. incanus*, a qual foi maior no controle.

A razão entre a atividade potencial foliar e radicular indica diferenças significativas ($p < 0,1$) entre os locais preferenciais de redução de nitrato entre as espécies. De

forma geral, *Matayba marginata* e *B. variabilis* apresentam maiores ARN nas raízes que em folhas, enquanto o contrário foi observado em *E. incanus*. Com relação à atividade real, não houve diferenças significativas ($p > 0,1$) das razões entre as espécies (GRÁF. 1, 2 e 3).

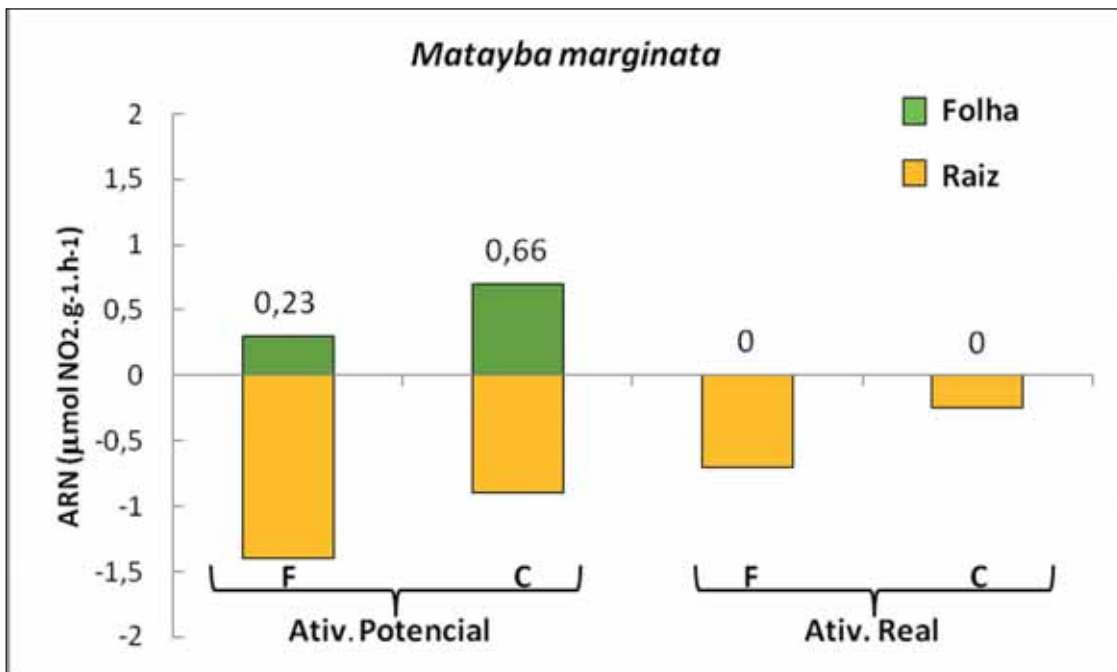


GRÁFICO 1 – ARN média em folhas e raízes de *Matayba marginata*. Os valores acima das barras representam a razão entre a ARN foliar e radicular. (C = controle; F = fertilizado).

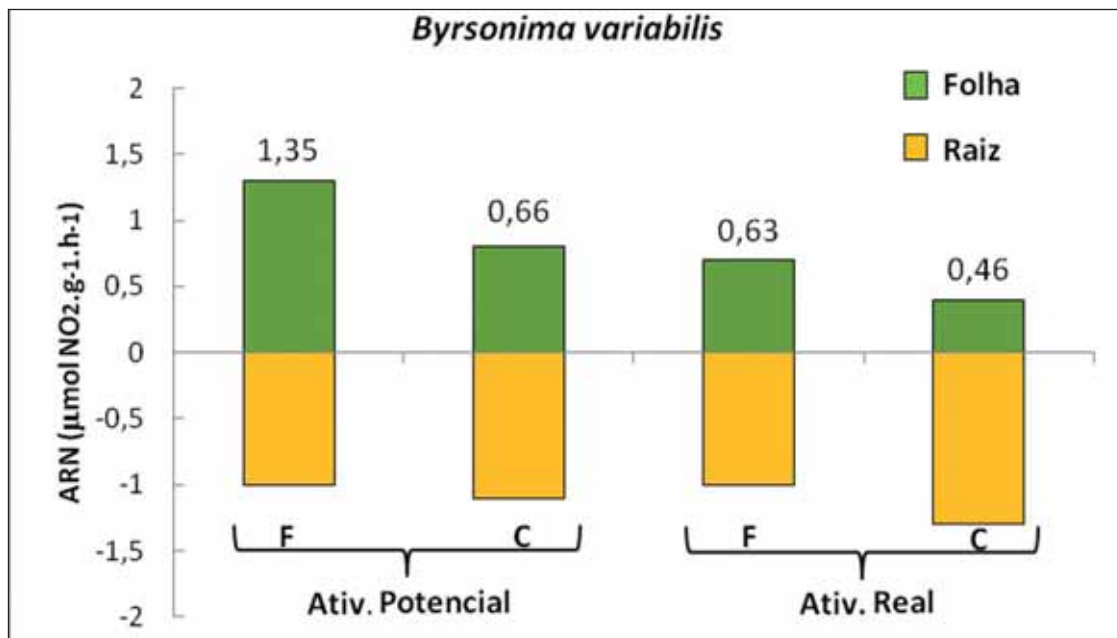


GRÁFICO 2 – ARN média em folhas e raízes de *Byrsonima variabilis*. Os valores acima das barras representam a razão entre a ARN foliar e radicular. (C = controle; F = fertilizado).

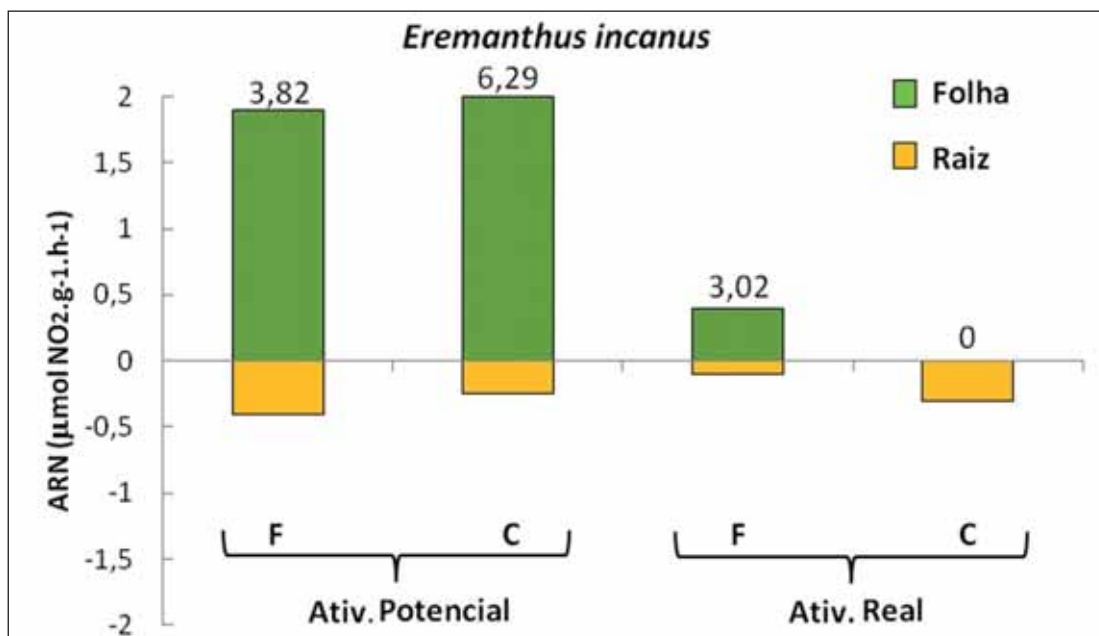


GRÁFICO 3 – ARN média em folhas e raízes de *Eremanthus incanus*. Os valores acima das barras representam a razão entre a ARN foliar e radicular. (C = controle; F = fertilizado).

Curso diário da redutase de nitrato após fertilização sobre as folhas

Com a fertilização sobre as lâminas foliares, simulando a deposição atmosférica de nitrogênio, foi observado que a atividade real de *M. marginata* foi estatisticamente diferente ($p < 0,1$) nos grupos controle e fertilizado nos horários de 10h e 12h, sendo maior nos indivíduos fertilizados. Às 14h não foram constatadas

diferenças significativas ($p > 0,1$), o mesmo ocorrendo com a atividade potencial de RN em todos os horários nos dois tratamentos (GRÁF. 4). Em *B. variabilis* as atividades real e potencial diferiram entre os indivíduos controle e fertilizados apenas às 10h ($p < 0,1$; GRÁF. 5). Em *E. incanus* essa distinção ocorreu com a atividade real às 10h, que se elevou em indivíduos fertilizados, e com a atividade potencial às 12h (GRÁF. 6).

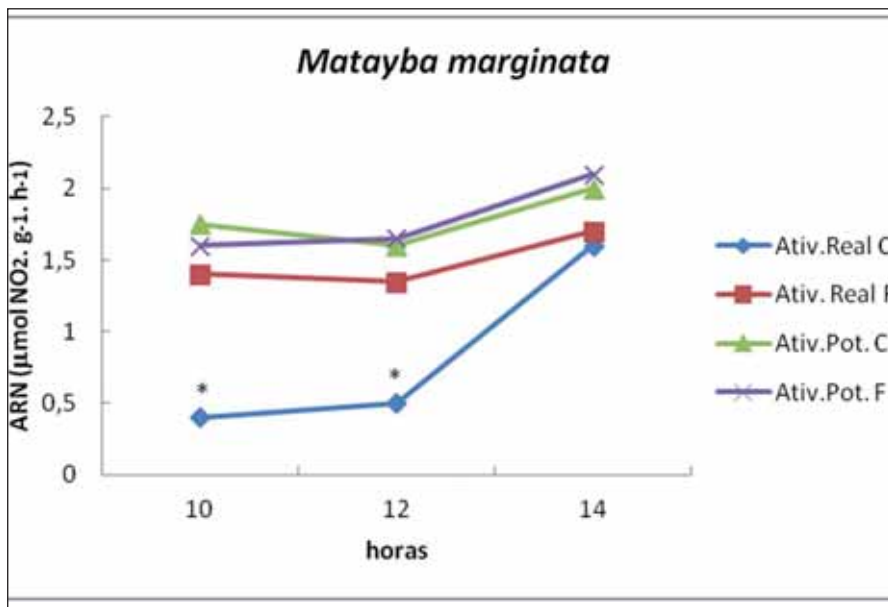


GRÁFICO 4 – Atividade de Redutase RN) real e potencial médias em indivíduos dos grupos controle e fertilizado de *Matayba marginata*, nos horários de 10, 12 e 14h. (Ativ. Real C = atividade real do grupo controle; Ativ. Real F = atividade real do grupo fertilizado; Ativ. Pot. C = atividade potencial do grupo controle; Ativ. Pot. F = atividade potencial do grupo fertilizado). Asteriscos indicam que houve diferenças entre as atividades real ou potencial comparando-se os grupos controle ou fertilizado em determinado horário ($p < 0,1$).

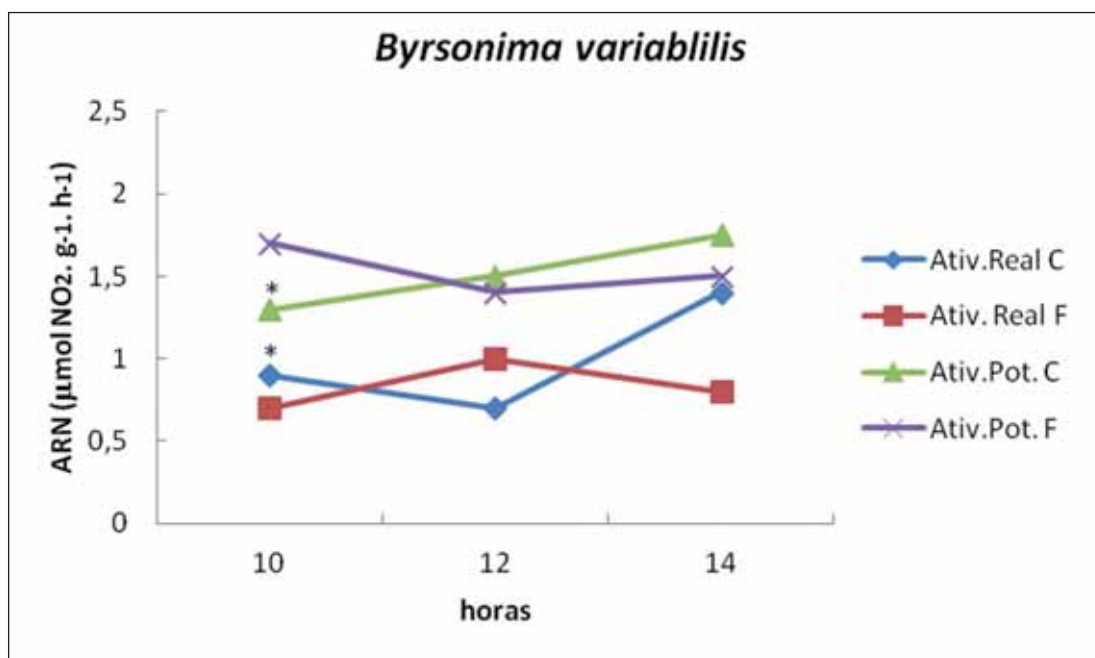


GRÁFICO 5 – Atividade de Redutase de Nitrato (ARN) real e potencial médias em indivíduos dos grupos controle e fertilizado de *Byrsonima variabilis*, nos horários de 10, 12 e 14h. (Ativ. Real C = atividade real do grupo controle; Ativ. Real F = atividade real do grupo fertilizado; Ativ. Pot. C = atividade potencial do grupo controle; Ativ. Pot. F = atividade potencial do grupo fertilizado). Asteriscos indicam que houve diferenças entre as atividades real ou potencial comparando-se os grupos controle ou fertilizado em determinado horário ($p < 0,1$).

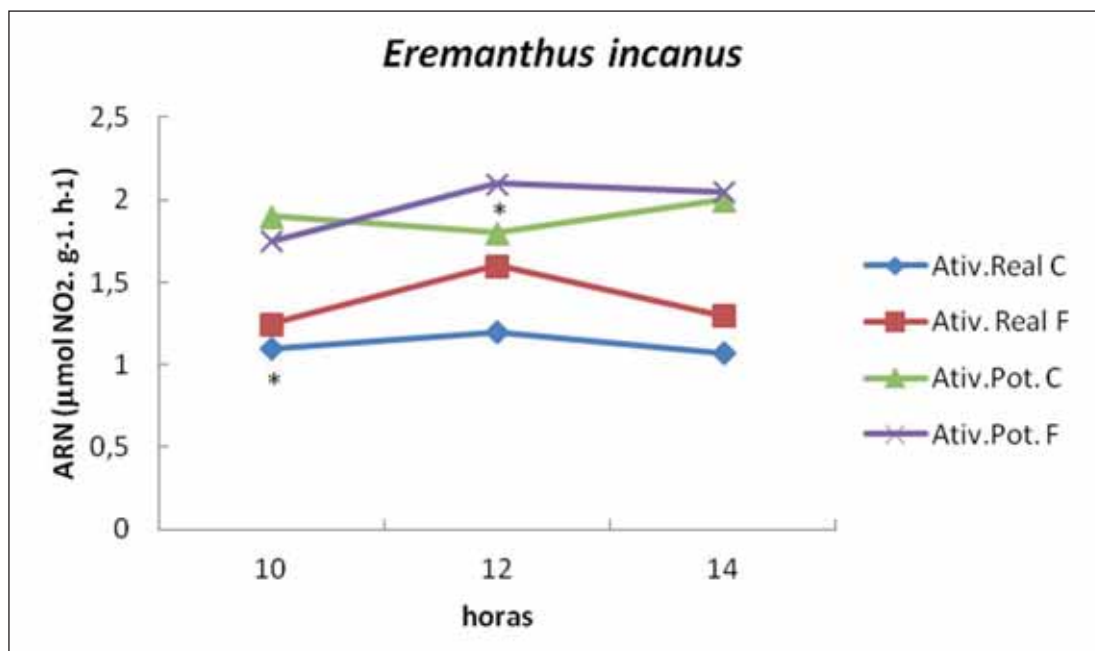


GRÁFICO 6 – Atividade de Redutase de Nitrato (ARN) real e potencial médias em indivíduos dos grupos controle e fertilizado de *Eremanthus incanus* nos horários de 10, 12 e 14h. (Ativ. Real C = atividade real do grupo controle; Ativ. Real F = atividade real do grupo fertilizado; Ativ. Pot. C = atividade potencial do grupo controle; Ativ. Pot. F = atividade potencial do grupo fertilizado). Asteriscos indicam que houve diferenças entre as atividades real ou potencial comparando-se os grupos controle ou fertilizado em determinado horário ($p < 0,1$).

Quando comparadas as atividades reais e potenciais entre as espécies em todos os horários nos quais a ARN foi mensurada, verifica-se que às 10h, a atividade real média das três espécies não diferiu significativamente ($p>0,1$), tanto no controle como sob fertilização. Por outro lado, atividade potencial dos indivíduos do controle diferiram estatisticamente entre *E. incanus* e *B. variabilis* ($p<0,1$; GRÁF. 7). Às 12h, *E. incanus* exibiu tanto a atividade real

quanto a potencial mais elevada que as outras espécies em todos os tratamentos ($p<0,1$; GRÁF. 8). Às 14h, *M. marginata* apresentou atividade real superior às demais espécies ($p<0,1$; GRÁF. 9).

Comparando-se os horários em cada espécie pôde-se perceber que a única diferença significativa ($p<0,1$) ocorreu em *Matayba marginata*, que apresentou elevação significativa da ARN real e potencial ao longo do dia tanto no controle como sob fertilização.

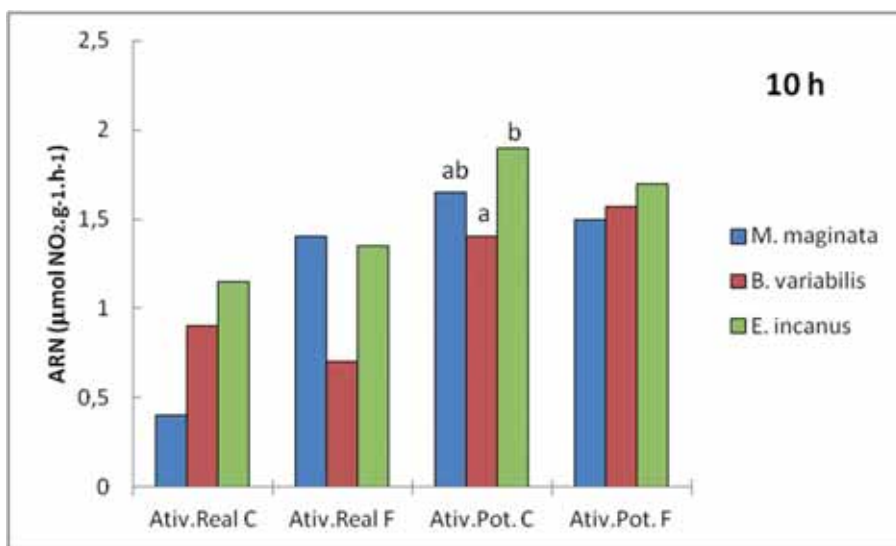


GRÁFICO 7 – ARN médias das três espécies às 10h. (Ativ. Real C = atividade real do grupo controle; Ativ. Real F = atividade real do grupo fertilizado; Ativ. Pot. C = atividade potencial do grupo controle; Ativ. Pot. F = atividade potencial do grupo fertilizado). As letras diferentes indicam diferenças significativas entre as espécies dentro de cada tratamento ($p<0,1$).

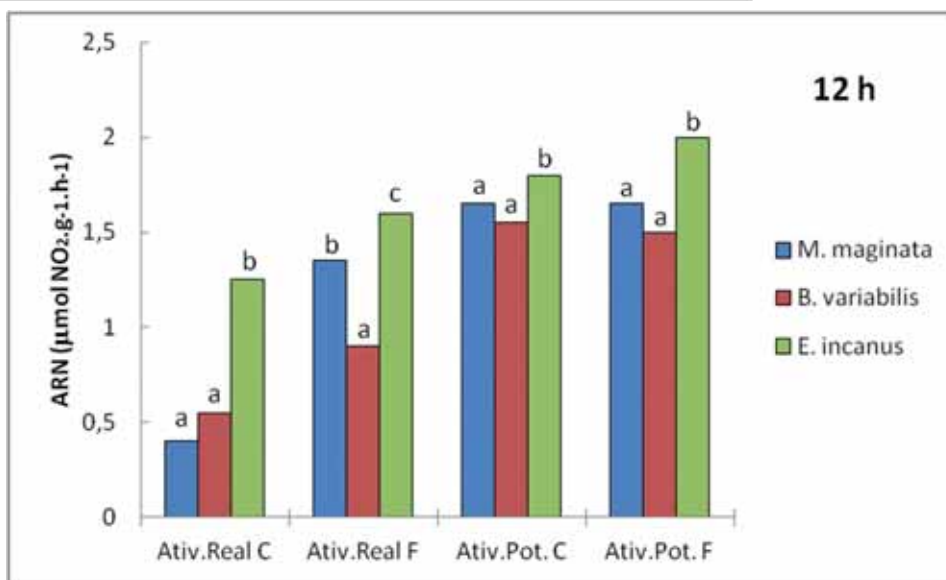


GRÁFICO 8 – ARN médias das três espécies às 12h. (Ativ. Real C = atividade real do grupo controle; Ativ. Real F = atividade real do grupo fertilizado; Ativ. Pot. C = atividade potencial do grupo controle; Ativ. Pot. F = atividade potencial do grupo fertilizado). As letras diferentes indicam diferenças significativas entre as espécies dentro de cada tratamento ($p<0,1$)

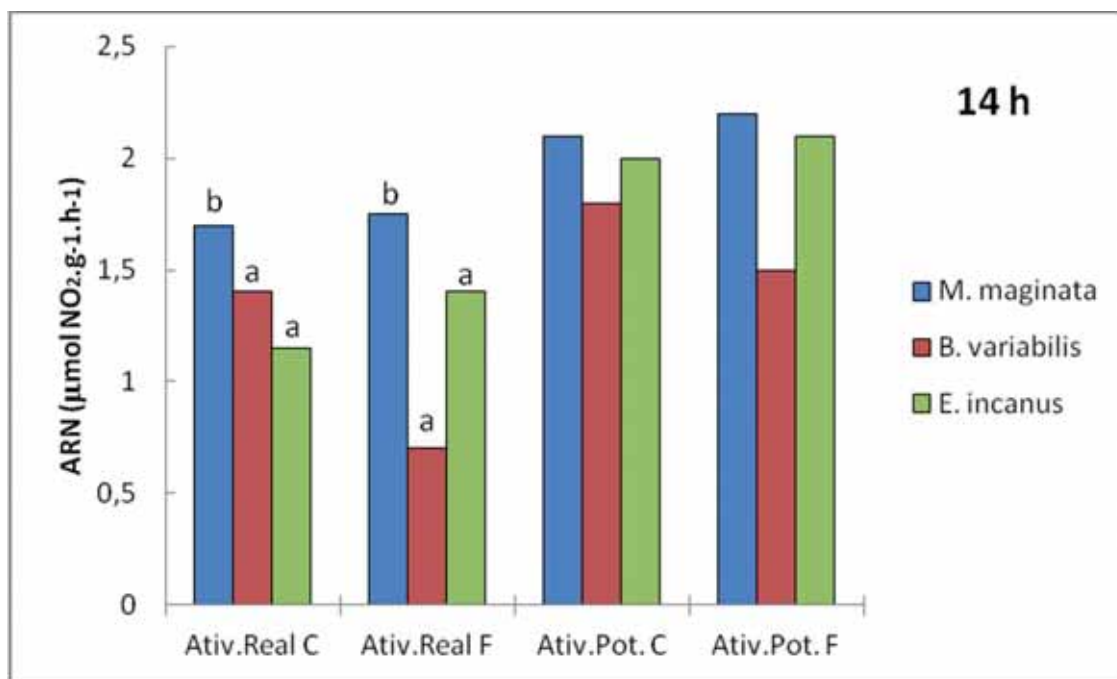


GRÁFICO 9 – ARN médias das três espécies no horário das 14h. (Ativ. Real C = atividade real do grupo controle; Ativ. Real F = atividade real do grupo fertilizado; Ativ. Pot. C = atividade potencial do grupo controle; Ativ. Pot. F = atividade potencial do grupo fertilizado). As letras distintas indicam diferenças significativas entre as espécies dentro de cada tratamento ($p < 0,1$).

Discussão

Matayba marginata tendeu a aumentar a atividade de RN com o passar das horas após a aplicação dos tratamentos, atingindo valores mais elevados às 14 h. O mesmo ocorreu com os indivíduos de *B. variabilis* no controle. Em *E. incanus*, por outro lado, aparentemente a resposta à fertilização sobre as folhas foi mais rápida, pois houve tendência de elevação dos valores de redutase de nitrato ao meio-dia. Padrão semelhante foi constatado por Freitas *et al.* (2007) em cafeeiro, no qual as folhas absorveram o nitrato e induziram a enzima rapidamente. Aumento da ARN foliar em *M. marginata* quando a fertilização ocorreu diretamente no solo não foi observado. Os resultados sugerem que, em *M. marginata*, o principal sítio de redução

do nitrato é a raiz, assim como observado em outros estudos com *Ananas comusus* (NIERVOLA & MERCIER, 2001). No entanto, se o fertilizante for disponibilizado diretamente nas folhas, simulando a deposição atmosférica sobre as lâminas foliares, estes órgãos são capazes de realizar a redução do nitrato de forma eficiente, uma vez que a atividade real de indivíduos fertilizados foi superior àquela apresentada pelos indivíduos que receberam apenas água destilada. É possível que *M. marginata* responda à fertilização de forma pontual, ou seja, haveria preferência em se realizar a redução do nitrato no local onde ele está sendo disponibilizado. Em condições normais (controle), esta espécie realiza a atividade de redutase de nitrato principalmente na raiz. Talvez esta

estratégia esteja relacionada à deciduidade, ou seja, ao fato de perderem as folhas durante a estação seca.

Byrsonima variabilis foi classificada como a espécie representativa do grupo funcional de atividade intermediária no uso de nitrogênio, quando se comparou a ARN foliar entre diversas espécies dos campos ferruginosos. No presente experimento, entretanto, percebeu-se que essa espécie tende a apresentar altas atividades reais de redutase de nitrato tanto nas folhas como nas raízes. Sendo assim, em *B. variabilis*, provavelmente, não há distinção no sítio de realização da ARN, ou seja, há uma tendência em se realizar tanto atividade radicular quanto a foliar, independente da forma como o fertilizante for disponibilizado. Constatações semelhantes foram feitas por Freitas *et al.* (2007) quando compararam a ARN em plantas fertilizadas no solo ou na folha-solo.

O fato de *B. variabilis* e *M. marginata* exibirem sítios de atuação da RN tanto nas folhas como nas raízes, sugere que essas espécies possuam vantagens competitivas no ambiente eutrofizado do futuro próximo. *E. incanus*, por sua vez, apresenta as folhas como principal sítio de atuação da RN, pois mesmo com o fertilizante prontamente disponível para as raízes, a enzima deste órgão não foi eficiente no uso do substrato, verificado pela baixa atividade potencial. O mesmo ocorreu com *Bactris gasipaes* (OLIVEIRA *et al.*, 2005), com *Pterodon polygalaeiflorus* (BUSTAMANTE *et al.*, 1995) e com outras espécies lenhosas (SMIRNOFF *et al.*,

1984) que apresentaram maior ARN em folhas que em raízes. Como observado, a ARN foliar em *E. incanus* respondeu mais rapidamente que as demais espécies após a fertilização sobre as folhas. De acordo com Dose *et al.* (1997) a maioria das espécies reduz o nitrato a nitrito pela ação da RN nas folhas. Essa enzima requer compostos redutores, como o NADPH, provenientes da fotossíntese, e dessa forma a ação da RN nas folhas é favorecida, já que em raízes e outros órgãos subterrâneos há necessidade de translocação e oxidação de carboidratos para a atividade dessa enzima (AIDAR *et al.*, 2003).

Foi observado também que *E. incanus* e *M. marginata* apresentaram maior atividade de redutase de nitrato que a *B. variabilis*, quando o fertilizante foi lançado nas folhas. Uma possível explicação para tal isso pode ser o fato das duas primeiras apresentarem maior área foliar específica (MACHADO, 2008 - dados não publicados), aumentando a superfície de absorção do substrato.

Com relação ao curso diário da redutase de nitrato, Oliveira *et al.* (2005) verificaram variação na atividade da enzima em função das horas do dia em *Bactris gasipaes*. Nessa espécie, no início do período luminoso, a atividade da enzima foi maior quando comparada com o período da tarde. A atividade máxima foi mensurada às 10h, verificando-se declínio nas horas subseqüentes. No entanto, nas espécies em estudo neste trabalho, isso não foi comprovado, uma vez que a ARN entre os grupos não variou significativamente ao longo dos horários; a não ser em *M.*

marginata que apresentou maior atividade real em indivíduos do grupo fertilizado nos horários de 10 e 12h. É importante ressaltar que houve muita variação na atividade de redutase de nitrato entre indivíduos de um mesmo tratamento. Essa enzima além de ser altamente modulada pelos fatores externos como luz, temperatura e água, dentre outros (FREITAS *et al.*, 2007) é também influenciada por fatores fisiológicos de cada planta (como, por exemplo, floração, frutificação e senescência). Apesar da grande variação, foi possível verificar diferentes estratégias de uso de nitrato entre as espécies, assim como diferentes respostas ao aumento da disponibilidade de nitrogênio sobre as folhas ou no solo.

Considerações finais

O sistema radicular se mostrou mais ou igualmente eficiente que folhas na utilização do nitrato em *Matayba marginata* e em *Byrsonima variabilis*, respectivamente. Por outro lado, *E. incanus* concentra sua habilidade de usar o nitrato nas folhas. De maneira geral, as três espécies se mostraram ineficientes na utilização do substrato no campo, quando a fertilização ocorreu no solo. No entanto, quando o nitrogênio foi disponibilizado sobre as folhas, os indivíduos do grupo fertilizado tenderam a apresentar maior atividade (principalmente *M. marginata*). Além disso, o fato das atividades potenciais foliares serem superiores às reais indica a

existência de grande potencial bioquímico e fisiológico de resposta das espécies ao aumento da disponibilidade de nitrogênio via deposição atmosférica. Os resultados obtidos neste estudo não permitem afirmar qual das espécies se beneficiaria ou sofreria efeitos mais negativos da poluição atmosférica nitrogenada, pois dados de crescimento relativo, incremento de biomassa, e outros, deveriam ser considerados em estudos de longo prazo. Por outro lado, eles deixam claro que as espécies estudadas, especialmente *M. marginata*, são sensíveis à fertilização, aumentando a ARN nas folhas e até mesmo nas raízes. De forma geral, espécies com maiores habilidades de capturar e assimilar o nitrogênio do ambiente em seus tecidos (nitrofilicas) em resposta ao aumento da sua disponibilidade no ambiente, devem acelerar seu crescimento, aumentar sua competitividade e, ao médio e longo-prazos, excluir as espécies não-nitrofilicas. Considerando as respostas observadas neste estudo, *M. marginata*, seguida de *E. incanus*, parecem ser mais aptas a capturar e usar o nitrogênio da deposição atmosférica sobre as folhas que *B. variabilis*.

Referências

- AIDAR, M.P.M.; SCHMIDT, S.; MOSS, G.; STEWART, G.R.; JOLY, C.A.. Nitrogen use strategies of neotropical rainforest trees in threatened Atlantic Forest. **Plant, Cell and Environment**, v. 26, p. 389-399. 2003.
- ASMAN, W. A. H.; SUTTON, M. A.; SCHJØRRING, J. K. Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition. **New Phytologist**, v.13, p. 27-48. 1998.

- BUSTAMANTE, M. M. C.; SILVA, L.F.; CORNÉLIO, I.N.; KOZOVITS, A.R.; CALDAS, L.S. Atividade da redutase do nitrato em plântulas de *Pterodon polygalaeflorus* Benth. e *Dalbergia miscolobium* Benth. crescendo *in vitro* com diferentes concentrações de nitrato de amônio. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE FISILOGIA VEGETAL, 5., 1995, Lavras. **Anais...** Lavras:1995.
- BUSTAMANTE, M. M. C., DE BRITO, D. Q., KOZOVITS, A. R., LUEDEMANN, G., DE MELLO T. R. B., PINTO, A. S., 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
- CALATAYUD, A.; ROCA, D.; GORB, E.; MARTINEZ, P.F.. Light acclimatation in rose (*Rosa* hybrid cv. Grand Gala) leaves after pruning: Effects on chlorophyll a fluorescence, nitrate reductase, ammonium and carbohydrates. **Scientia Horticulturae**, v. 111, p. 152 – 159, 2007.
- CAMPBELL, W.H. Nitrate reductase and its role in nitrate assimilation in plants. **Physiologia Plantarum**, v. 74, p. 214-219, 1988.
- FABIAN, P.; KOHLPAINTNER, M.; ROLLENBECK, R.. Biomass burning in the Amazon - fertilizer for the mountaineous rain forest in Ecuador. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 12, p. 290-296, 2005.
- FERREIRA, M.B.; MAGALHÃES, G.M. Contribuição para o conhecimento da vegetação da Serra do Espinhaço em Minas Gerais (Serras do Grão Mogol e de Ibitipoca). In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 26, 1977, Rio de Janeiro, **Anais...** Rio de Janeiro, p. 189-202.
- FLUES, M. Evaluation of the rainwater acidity of a rural region due to a coal-fired power plant in Brazil. **Atmospheric Environment**, v. 36, p. 2397-2404, 2002.
- FREITAS, R. B. et.al. Adubação do cafeeiro com nitrato de potássio via solo e folha, no outono-inverno e primavera-verão: efeitos na atividade da redutase do nitrato, no crescimento das plantas e na produção. **Ciência Agrotecnologia** v. 31, n. 4. Jul/Ago.2007
- FUNDAÇÃO JOÃO PINHEIRO. **Perfil de Minas Gerais- 1999**. Belo Horizonte: FJP/CBMM, 244p.
- GIULIETTI, A.M.; PIRANI, J.R. (Patterns of geographic distribution of some plant species from the Espinhaço Range, Minas Gerais and Bahia, Brazil. **Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, p. 36-69. 1998
- GIULIETTI, A.M.; PIRANI, J.R.; HARLEY, R. Espinhaço Range region, eastern Brazil. **IUCN Publications**, Cambridge, U.K., v. 3, p. 397-404.1997.
- KOZOVITS, A.R. et.all. Nitrato de amônio no solo e sua assimilação por espécies lenhosas em uma área de cerrado submetida a queimadas prescritas. In: MIRANDA, H.S.; SAITO, C.H.; DIAS, B.F. S (Org.) **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Brasília: Universidade de Brasília, UNB 1996, p. 137-147.
- KRUSCHE, A. V. *et al.* Acid rain and nitrogen deposition in a sub-tropical watershed (Piracicaba): Ecosystem consequences. **Environmental Pollution**, v. 121, p. 389-399. 2003.
- MACHADO, N. A. M. **Efeitos do aumento da disponibilidade de nitrogênio sobre a atividade da redutase de nitrato em plantas dos campos ferruginosos**. 2008. Monografia (Conclusão de Curso- Departamento de Ecologia) – Universidade Federal de Ouro Preto – UFOP. Ouro Preto.
- MARTHA JÚNIOR, G. B., TRIVELIN, P. C. O.; CORSI, M. Absorção foliar pelo capim - tanzânia da amônia volatilizada do ¹⁵N-ureia aplicado ao solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 103-108. 2009.
- MÜLLER, Carla Cristine; JÚNIOR, A. M. D.; RAYA-RODRIGUES, M. T. Efeito do NO₂ atmosférico em *Phaseolus vulgaris* (Fabaceae/ Papilionoideae) no Campus do Vale da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. 2-3, p. 45-51, abr. set. 2007.
- NIEVOLA, C. C.; MERCIER, H. Variações diurnas da atividade *in vivo* da redutase do nitrato em abacaxizeiro (*Ananas comosus* (L.) Merr. - Bromeliaceae). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, n. 3, São Paulo, 2001.
- OLIVEIRA, M. A. J.; BOVI, M. L. A.; MACHADO, E. C.; RODRIGUES, J. D. Atividade da redutase de nitrato em mudas de pupunheira (*Bactris gasipaes*). **Ciência Rural**, Santa Maria, v.35, n.3, p. 515-522, mai. Jun. 2005.
- PITCAIRN, C.; FOWLER D.; SHEPPARD, L.; TANG S. SUTTON, M. FUMULARI, D. Diagnostic

indicators of elevated nitrogen deposition. **Environmental Pollution**, v. 144, p. 941-950. 2006.

RAYA-RODRIGUEZ, M. T. O uso de bioindicadores para avaliação da qualidade do ar em Porto Alegre. In: ZURITA, M. L. L. & TOLDO, A. M. (Ed.). **A qualidade do ar em Porto Alegre**. Porto Alegre: SMAM, 2000, 103 p.

SIEGWOLF, R. T. W., MATYSSEK, R., SAURER, M., MAURER, S., GÜNTHARDT-GOEG, M. S., SCHMUTZ, P. & BUCHER, J. B. Stable isotope analysis reveals differential effects of soil nitrogen and nitrogen dioxide on the water use efficiency in hybrid poplar leaves. **New Phytologist**, v. 149, p. 233-246. 2001.

SILVA, M.F., ROSA, N. A.. Estudos botânicos na Área do Projeto Ferro Carajás, Serra Norte – aspectos ecológicos e vegetacionais dos campos rupestres. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 35, 1990, Manaus. **Anais...** Manaus: Sociedade de Botânica do Brasil, 1990, p. 367 – 379.

SRIVASTAVA, H. S. Regulation of nitrate reductase activity in higher plants. **Phytochemistry**, v. 19, p. 725–733. 1990.

STULEN, I., PEREZ-SOBA, M., DE KOK, L. J. & VAN DER EERDEN, L.. Impact of gaseous nitrogen

deposition on plant functioning. **New Phytologist**, v. 139, p. 61-70. 1998.

TISCHNER, R. Nitrate uptake and reduction in higher and lower plants. **Plant, Cell and Environment**, v. 23, p. 1005 – 1024. 2000.

TRIPATHI, A. K.; GAUTAN, M. Biochemical parameters of plants as indicators of air pollution. **J. of Environmental Biology**, v. 28, p. 127 – 132. 2007.

VINCENT, R.C. **Florística, fitossociologia e relações entre a vegetação e o solo em áreas de campos ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais**. 2004.145f. Tese (Doutorado), Instituto de Biociências – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

VITOUSEK, P.; MOONE, H.; LUBCHENCO, Y. J.; MELILO, J. Human domination of earth's ecosystems. **Science**, v. 277, p. 494–499. 1997.

Agradecimentos

À Fapemig pelo financiamento do projeto CRA APQ-0807-5.03/07.

Redução granulométrica da laterita e uso de espécies nativas como alternativa para restauração de áreas degradadas pela mineração de bauxita em Minas Gerais

Naiara Amaral de Miranda Machado¹, Mariangela Garcia Praça Leite², Alessandra Rodrigues Kozovits³

Resumo

Sabe-se que campos ferruginosos são fortemente ameaçados por atividades minerárias, sendo necessários estudos para desenvolver metodologias alternativas de restauração. Este estudo testou diferentes substratos, topsoil (solo superficial), laterita triturada e laterita exposta, para o plantio de *Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeish (candeia) em uma área minerada de bauxita na Serra da Brígida em Ouro Preto, MG. O incremento em biomassa, altura e diâmetro foi avaliado para o período de um ano. Os resultados apontam o topsoil como melhor substrato para revegetar a área utilizando candeia. Entretanto, a redução granulométrica da laterita acelerou em 2 vezes o crescimento das plantas em relação à laterita exposta. Dessa forma, o cultivo de candeia em laterita triturada é uma técnica promissora para restauração de áreas mineradas de bauxita.

Palavras chave: *Eremanthus erythropappus*, restauração, campo ferruginoso.

Abstract

It is known that ferruginous fields are strongly threatened by mining, being necessary studies to develop alternative methods of restoration. This study tested different substrates (topsoil, crushed laterite and laterite exposed) to cultivate *Eremanthus erythropappus* (candeia) in an area impacted by bauxite mining in Serra da Brígida (Ouro Preto, MG). The increase in biomass, height and diameter was evaluated for the period of one year. The results show the topsoil as the best substrate to recover the area using candeia. However, the granulometric reduction of laterite accelerated on 2 times the growth of plants in relation to exposed laterite. Thus, the cultivation of candeia in crushed laterite is a promising technique for restoration of bauxite mined areas.

Keywords: *Eremanthus erythropappus*, restoration, ferruginous fields.

¹ Bióloga, Mestre em Geologia Ambiental e Conservação de Recursos Naturais. Laboratório de Ecofisiologia Vegetal, DEBIO/ICEB, Universidade Federal de Ouro Preto, CEP 35400-00, Ouro Preto-MG.

² Geóloga, Doutora em Engenharia Civil. Departamento de Geologia, Escola de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto, CEP 35400-00, Ouro Preto-MG.

³ Bióloga, Doutora em Ecofisiologia de Plantas. Laboratório de Ecofisiologia Vegetal, DEBIO/ICEB, Universidade Federal de Ouro Preto, CEP 35400-00, Ouro Preto-MG.

Introdução

O Brasil detém um dos maiores patrimônios minerais do mundo, sendo o segundo maior produtor mundial de minério de ferro e o terceiro de bauxita (IBRAM 2010). Em 2009, o setor mineral foi responsável por mais de 50% do saldo da balança comercial do Brasil (IBRAM, 2010). A maior parte dos depósitos de ferro e bauxita no país ocorre na Serra de Carajás (Pará) e no Quadrilátero Ferrífero (Minas Gerais) (DORR, 1969; SCARANO, 2007). Somente o Quadrilátero Ferrífero, região geológica com uma área aproximada de 7000 km², até 2006, era responsável por 75% da produção brasileira de ferro e contava com aproximadamente 50 minas a céu aberto em funcionamento (DNPM, 2006).

Geralmente os depósitos de ferro e bauxita no país são recobertos por couraças lateríticas espessas conhecidas como “cangas” (DORR, 1963), e assim como os demais substratos metalíferos em todo o mundo, constituem sistemas fortemente ameaçados devido à perda de habitat pelas atividades de mineração (WHITING *et al.*, 2004). ESCHWEGE (1822), ao descrever a ocorrência de cangas no Quadrilátero Ferrífero durante o século XIX já enfatizava a destruição destes sistemas pela mineração na Serra de Ouro Preto (RENGER, 2005). Além da histórica atividade de mineração, o recente incremento na produção de ferro e a crescente demanda mundial pela produção deste metal, juntamente com o processo de

urbanização, desordenado ou sob a forma de condomínios horizontais, agravam a perda de habitat sobre áreas de cangas (JACOBI, 2007).

Em áreas de canga, fatores limitantes para o estabelecimento e desenvolvimento da maioria das espécies vegetais não nativas, como alta concentração de metais pesados, alta incidência solar, pouca matéria orgânica disponível, solos rasos, ventos fortes e extremos de temperatura, vêm selecionando ao longo do tempo evolutivo, uma comunidade vegetal peculiar denominada campo ferruginoso (VINCENT *et al.*, 2002; JACOBI *et al.*, 2007; VIANA & LOMBARDI, 2007). Estudos florísticos demonstram que, apesar das condições adversas, campos ferruginosos apresentam alta diversidade (JACOBI *et al.*, 2007; STEHMANN & OLIVEIRA, 2007; VIANA & LOMBARDI, 2007; JACOBI *et al.*, 2008). Dessa forma a utilização de espécies nativas de campos ferruginosos em projetos de restauração de áreas mineradas pode representar uma forma de resgate da biodiversidade local do Quadrilátero Ferrífero considerada fortemente ameaçada (COSTA *et al.*, 1998).

Dentre os principais impactos causados pela mineração pode-se citar a remoção da cobertura vegetal, a perda ou degradação das camadas superficiais do solo (expondo a camada abaixo, dura, impermeável e infértil, conhecida como laterita), e a desestabilização de encostas. Tais impactos dificultam consideravelmente a regeneração natural de áreas mineradas (BRADSHAW, 1997). A alta dureza e

densidade do substrato pós-mina, elevada concentração de metais-pesados, baixa disponibilidade e retenção de nutrientes e água restringem o estabelecimento de mudas e inibem crescimento de suas raízes (MENGLER *et al.*, 2006; SZOTA *et al.*, 2007). Processos iniciais de formação de solo nestas áreas também são inibidos, devido à alta vulnerabilidade à erosão eólica e à alta mobilidade superficial (WONG, 2003; EASTHAM & MORALD, 2006; EASTHAM *et al.*, 2006; KEW *et al.*, 2007). Dessa forma, a maioria dos processos de restauração em áreas mineradas requer múltiplas intervenções para direcionar o sistema degradado a um estado ecológico inserido em limites aceitáveis para um sistema menos perturbado (PALMER *et al.*, 1997).

Geralmente, as ações de recuperação de áreas mineradas envolvem a revegetação com espécies de alta produção de biomassa e rápida capacidade de cobertura do solo, como gramíneas e leguminosas exóticas. Entretanto a utilização destas espécies pode inibir a sucessão natural dificultando o reestabelecimento dos processos ecológicos do sistema. Além disso, a maioria destas espécies requer manejo intensivo com aplicação de corretores de pH, fertilizantes orgânicos e inorgânicos, introdução de microrganismos, implantação de um sistema de irrigação e o constante controle de pragas (EASTHAM & MORALD, 2006; GRANT *et al.*, 2007; JASPER, 2007). Estas ações,

principalmente a mão de obra necessária para execução das mesmas, elevam os custos finais do projeto de restauração, sendo um grande empecilho para restauração de antigas minas (BRADSHAW, 1997).

O presente estudo teve como objetivo testar metodologias alternativas para facilitação da restauração de minas de bauxita e de ferro em áreas de canga a partir da utilização de substratos localmente disponíveis na área degradada e do plantio de espécie nativa com ocorrência local.

Área de estudo e definição da metodologia testada

O estudo foi realizado em uma antiga área de exploração de bauxita localizada na porção superior da Serra da Brígida. Esta serra está inserida na Área de Proteção Ambiental Estadual Cachoeira das Andorinhas (APA/CA) com sede no município de Ouro Preto (Minas Gerais).

Durante a década de 60, a área, formada por uma jazida de bauxita associada a canga laterítica (VARAJÃO, 1988), foi explorada em sua vertente leste pela NOVELIS Brasil Ltda. (antiga ALCAN) para exploração do minério de bauxita, e desde então se encontra abandonada. A área explorada encontra-se, em grande parte, margeada por manchas de vegetação nativa não alterada (FIG. 1), a qual foi considerada como habitat referência.



FIGURA 1 – Área impactada pela exploração de bauxita margeada por fragmentos de vegetação nativa não alterada na vertente leste da Serra da Brígida (APA Cachoeira das Andorinhas, Ouro Preto – MG).

Na área degradada, em regeneração natural, pode-se observar a ação do intemperismo sobre a laterita levando a fragmentação da mesma. O intempérico acumula-se em depressões rasas formando ilhas de laterita intemperizada. Nota-se também a presença de espécies herbáceas e lenhosas nativas iniciando a colonização do ambiente, principalmente associadas às fraturas no saprolito laterítico ou em locais

onde o material geológico encontra-se intemperizado (FIG 2A, B, C e D). Tal observação sugere que a redução granulométrica do substrato pós-mina, por si só, pode facilitar o estabelecimento natural de plantas nativas, conforme observado também por *Craw et al.* (2007). Partindo desta premissa, espera-se que ao fragmentar a laterita, o processo de regeneração natural seja consideravelmente acelerado.





Foto: B Naiara Machado

B)



C) Valdir Guedes

c)



FIGURA 2 – Sinais pontuais de regeneração espontânea na área degradada:

- A) indivíduos jovens de *Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeish (candeia) desenvolvendo-se sobre fraturas no saprolito laterítico e
- B) espécies herbáceas desenvolvendo sobre laterita intemperizada.
- C) Detalhe da flor de candeia e
- D) indivíduo adulto de candeia presente na APA Cachoeira das Andorinhas, serra da Brígida, Ouro Preto, MG.

A partir das observações *in situ* foram definidos os três tratamentos aplicados no experimento: plantio de *Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeish sobre topsoil (camada superficial do solo, entre 0 e 5 cm de profundidade, rica em matéria orgânica e microrganismos, retirada do hábitat de referência), plantio de *E. erythropappus* sobre a “laterita triturada” e plantio de *E. erythropappus* sobre a “laterita exposta”, representada pelo substrato exposto após a remoção da bauxita, sem redução granulométrica. Este último constitui o grupo controle.

Material e métodos

Delineamento experimental

Sessenta parcelas de 0,25 m², distanciadas 1,0 m entre si, foram distribuídas em três blocos amostrais, com 20 repetições por tratamento. Em abril de 2009, após a preparação e alocação dos substratos, cada parcela recebeu um dos tratamentos de técnicas de cultivo (FIG. 3).



Fotos: Naiara Machado



B)
FIGURA 3 – Vista geral das parcelas na área de estudo
A) em abril de 2009, no início do experimento e
B) 12 meses após o plantio, em março de 2010.

Preparação e alocação dos substratos

Primeiramente, 60 covas com dimensões aproximadas de 17 cm de diâmetro e 11 cm de profundidade foram abertas na laterita com auxílio de martelo elétrico.

Para retirada do topsoil foi adotado como matriz o fragmento contento vegetação nativa, habitat referência, mais próximo do plot de estudo, o qual, possivelmente, poderia contribuir com a regeneração natural da área e apresentaria as características de solo mais similares àquelas encontradas originalmente na área degradada antes da abertura da mina. As

amostras foram coletadas adotando uma distância mínima de 10 metros da borda do fragmento.

Quadros de PVC com mesmas dimensões das parcelas (50 x 50 cm) de estudo foram confeccionados a fim de delimitar a área de topsoil a ser retirada. Os quadros foram dispostos aleatoriamente sobre o solo não perturbado e com o auxílio de uma pá foi retirada a camada de solo superficial (até 10 cm de profundidade). Este procedimento foi repetido 20 vezes, ou seja, até obtenção de volume de topsoil suficiente para o recobrimento de 20 parcelas com 0,025 m³ de solo. O material

foi homogeneizado e imediatamente distribuído entre as parcelas sorteadas para este tratamento.

Para a preparação da “laterita triturada”, primeiramente coletou-se amostras de lateritas intemperizadas em sete manchas de regeneração natural encontradas na área de estudo e sua granulometria foi analisada (FOLK, 1968). A análise granulométrica foi realizada por peneiramento a seco, utilizando as malhas de 5, 10, 18, 35, 60, 120 e 230 mesh. Após o peneiramento determinou-se a porcentagem de cada fração dentro da amostra. A partir destes dados determinou-se a faixa granulométrica que o substrato processado em laboratório, “laterita triturada”, deveria enquadrar-se.

Blocos de laterita foram coletados da área de estudo e encaminhados para o Laboratório de Tratamento de Minérios (DEMIN/EM/UFOP) para fragmentação. Primeiramente os blocos de laterita foram triturados em Britador de Mandíbula (Cimaq S.A.), o material fragmentado foi então pesado e, a partir do peso total da amostra (720.91 kg), foi estimado o peso de cada fração granulométrica. As frações cascalho, grânulo e areia muito grossa foram separadas por peneiramento, utilizando peneiras de 5, 10 e 18 mesh. O material passante foi britado novamente e separadas as frações areia grossa e areia média com peneiras de 35 e 60 mesh. Para obtenção das frações areia fina, areia muito fina e silte e argila, o restante da laterita foi novamente triturado em Britador de rolos (Renard) seguida por moagem em Moinho de disco.

Foram utilizadas peneiras de 120 e 230 mesh para a separação destas frações. Uma vez atingido perfil granulométrico similar ao encontrado na área de estudo para laterita intemperizada, a “laterita triturada” foi homogeneizada e 0,025 m³ foram distribuídos em cada parcela.

Plantio e desenvolvimento das mudas

As mudas de *E. erythroppapus* foram cedidas pelo IEF-MG (Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais) com idade de aproximadamente 4 meses após semeadura e altura média de 10 cm. Após o plantio, o único trato cultural aplicado foi uma irrigação semanal, 500 ml de água por muda, durante o período seco (abril a outubro de 2009), simulando uma pluviosidade mínima de 8 mm mensais.

Altura e diâmetro do caule foram mensurados no momento do plantio em abril de 2009, e após 12 meses, abril de 2010. A taxa de crescimento em altura e diâmetro para o período de um ano foi calculada segundo a fórmula $TC = (\varnothing f - \varnothing i) / \varnothing i \times 100$, onde $\varnothing f$ indica altura ou diâmetro do caule no fim e $\varnothing i$ no início do experimento.

No início do experimento, 20 indivíduos foram separados do lote de mudas para mensuração da biomassa seca (grupo controle). Em laboratório, foram divididos em raízes, caule e folhas. O material vegetal foi lavado e seco em estufa de circulação a 50°C até peso constante. Ao final do experimento, as plantas que se desenvolveram nas parcelas do

experimento no campo foram coletadas. Ainda no campo, a parte aérea foi retirada e separada em caule (caule e ramos) e folhas. Em seguida, a raiz principal foi retirada com pincéis e pá para jardinagem. Todo o substrato presente nas parcelas foi coletado também com auxílio de pás. O substrato foi armazenado em sacos identificados e encaminhado para o Laboratório de Ecofisiologia Vegetal (DEBIO/ICEB/UFOP) para triagem de raízes finas. O substrato foi peneirado a seco com agitação manual utilizando-se peneiras de 5 mesh, as raízes presentes no material retido durante o peneiramento foram retiradas. O material vegetal foi seco em estufa de circulação a 50°C até peso constante.

Resultados

Taxas de sobrevivência acima de 80% foram encontradas em todos os substratos, atingindo 95% no topsoil. Os substratos influenciaram significativamente a biomassa final das plantas, que foram maiores no topsoil, com média de 63,87 g, enquanto na laterita triturada a biomassa foi de 20,13 g, e na laterita exposta, de 7,51 g. Já a distribuição da biomassa entre caule, folhas e raízes apresentou padrão similar nos três substratos, com maior investimento conjunto em partes não-verdes, caule e raiz, que somadas representam cerca de 70 % da biomassa total (GRÁF. 1).

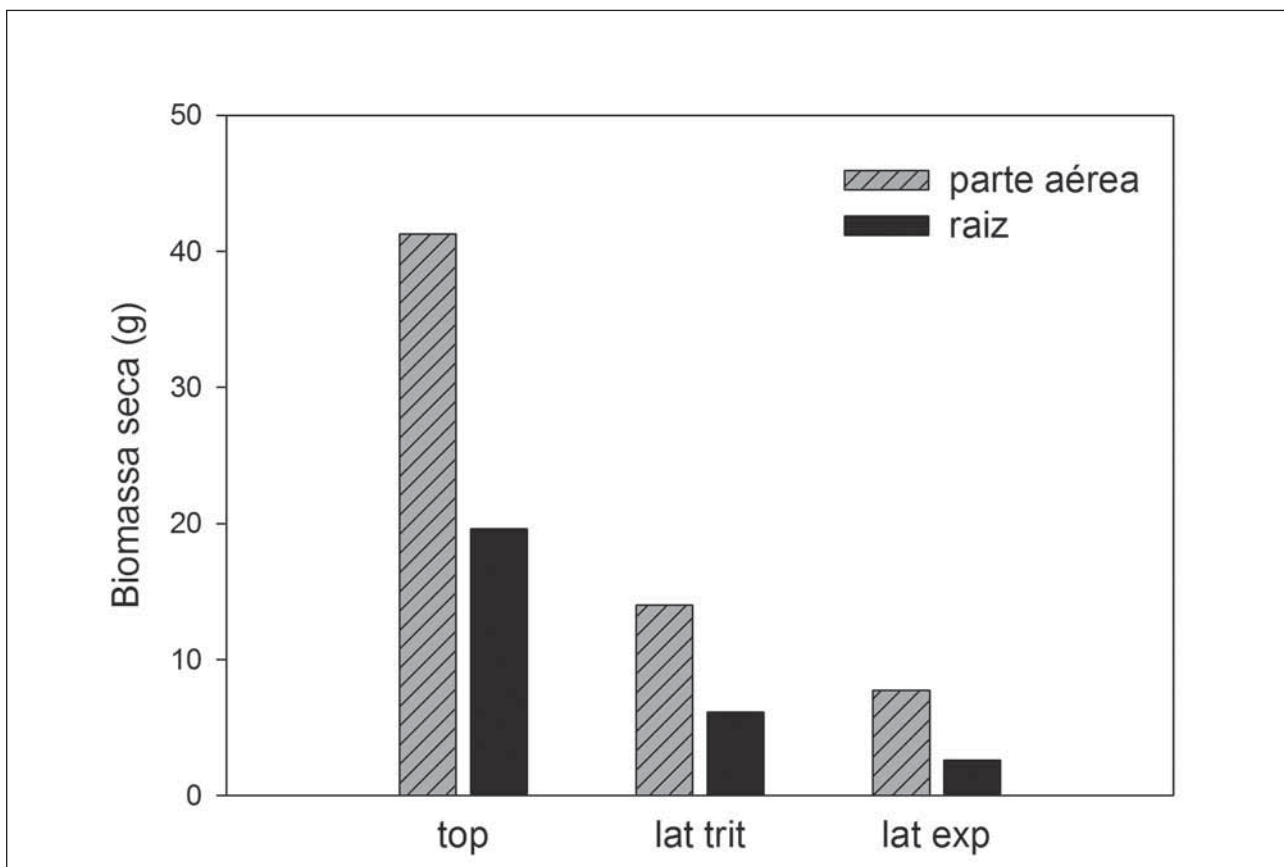


GRÁFICO 1 – Biomassa seca de raízes, caule e folhas de mudas de *E. erythropappus* após 12 meses de desenvolvimento no topsoil (top), laterita triturada (lat trit) e laterita exposta (lat exp).

O substrato também influenciou significativamente o crescimento em altura das mudas de *E. erythropappus* (GRÁF. 2A), com maiores incrementos em altura para topsoil. Comparando as lateritas, o crescimento em altura para a triturada foi

cerca de 190% superior ao verificado para a laterita exposta (GRÁF. 2A). Com relação ao crescimento em diâmetro do caule o mesmo padrão foi seguido, com maiores valores para os plots com topsoil e laterita triturada, e menores para laterita exposta (GRÁF. 2B).

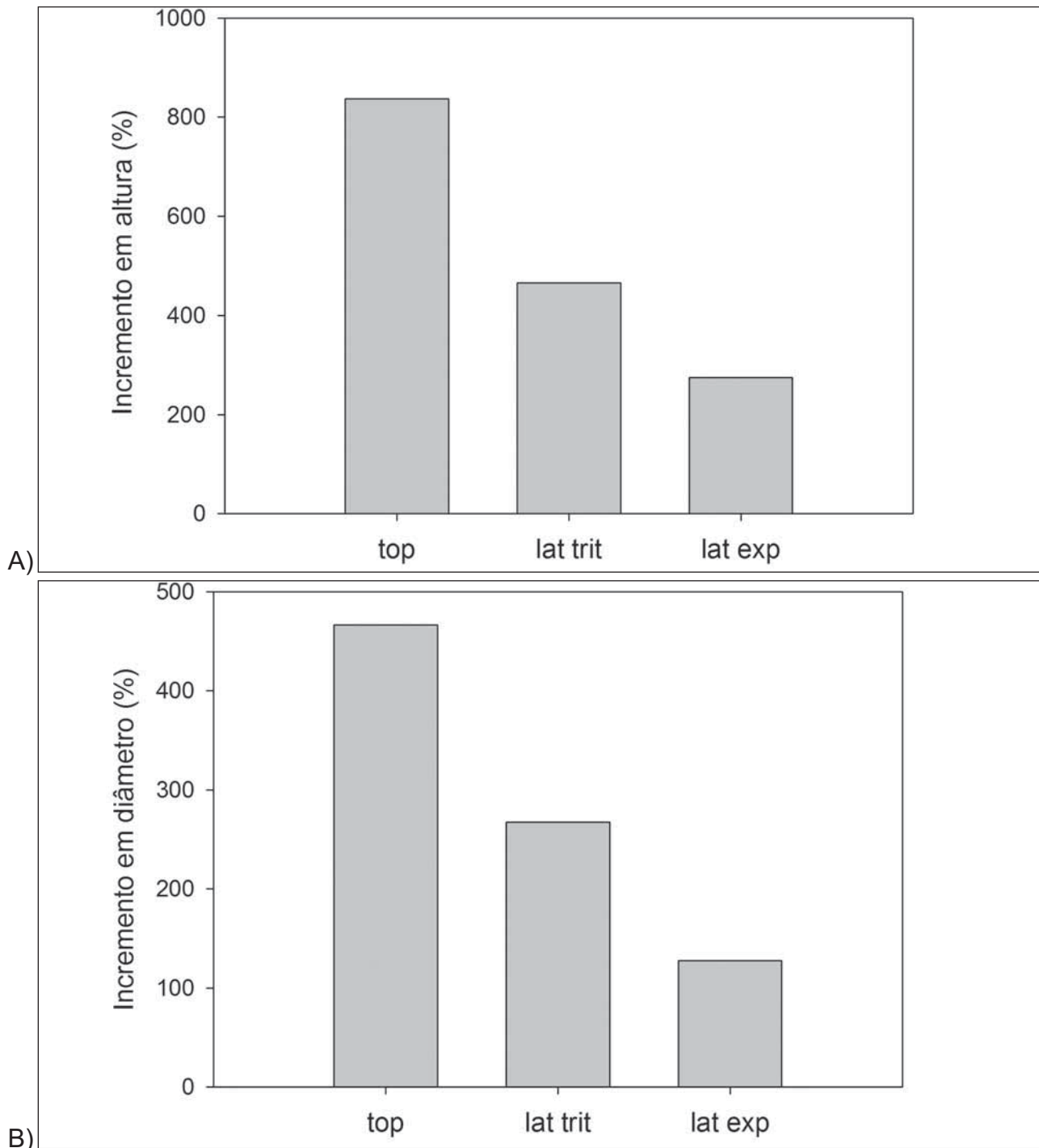


GRÁFICO 2 – Porcentagem média de incremento de mudas de *E. erythropappus* após 12 meses de desenvolvimento em topsoil (top), laterita triturada (lat trit) e exposta (lat exp).

A) em altura
B) e diâmetro

Discussão

A aplicação de topsoil, mesmo que uma fina camada, foi capaz de aumentar consideravelmente o crescimento das plantas, assim como o observado por HOLMES (2001). Este substrato apresenta maior teor de matéria orgânica, maior concentração de macro e micronutrientes, maior capacidade de absorção e retenção de água, além de microbiota essencial para os processos de ciclagem de nutrientes (GHOSE, 2001; BRADY & WEIL, 2008). Devido à evidente relevância do topsoil para projetos de restauração, este material deve ser manejado cuidadosamente. Preferencialmente, a reposição deste substrato deve ser imediata, já que a estocagem, mesmo que por curtos intervalos, pode causar danos irreversíveis ao banco de sementes e à microbiota do solo (WARD *et al.*, 1996; HARRIS & RENGASAMY, 2004; HERATH *et al.*, 2009). Sempre que possível o topsoil deve ser retirado da área intacta na linha de frente da mineradora e ser imediatamente distribuído sobre uma área próxima em processo de restauração (WARD *et al.*, 1996; HERATH *et al.*, 2009).

É importante ressaltar que no presente estudo, os 5 cm superficiais de solo de apenas 20 quadrantes de 50 cm x 50 cm espalhados em uma área nativa de mais de 10 ha foram retirados para o experimento. Volumes superiores de solo podem ser removidos naturalmente de uma área para outra por atividades de cupins e formigas,

animais que fazem tocas no solo, ou através da ação erosiva da chuva e do vento (KASCHUK *et al.*, 2006; MENGAK, 2012). Portanto, não se espera que tal coleta possa ter causado qualquer dano à área de referência. Por outro lado, não se recomenda tal procedimento para uso na recuperação de extensas áreas degradadas pela mineração, devido ao grande volume de solo que teria de ser retirado das áreas nativas.

De fato, na maioria das vezes o topsoil em áreas mineradas é escasso e insuficiente para o recobrimento de toda área a ser restaurada. Neste sentido, o recobrimento do subsolo com laterita triturada, com granulometria similar a encontrada na área em processo de regeneração natural, como feito neste experimento, pode ser uma técnica bastante promissora. Apesar das condições adversas deste tipo de substrato, as plântulas de *E. erythropappus* apresentaram alta taxa de sobrevivência. Além disso, a redução granulométrica acelerou em duas vezes o crescimento das plantas em relação à laterita exposta. Assim, o uso da laterita triturada pode oferecer uma possibilidade de substrato para o crescimento vegetal, mesmo que mais lento que o potencial encontrado com o uso do topsoil.

Uma vez selecionadas espécies e técnicas embasadas em princípios ecológicos, a revegetação na área minerada auxiliará na formação do solo, promovendo o incremento de matéria orgânica no sistema, a ciclagem de

nutrientes, o aumento da permeabilidade do substrato, estabelecimento de fauna associada e facilitação da regeneração natural. Todos estes processos possibilitam, em longo prazo, a manutenção de um sistema auto-sustentável (BRADSHAW, 1984; BRADSHAW, 1997; CRAW *et al.*, 2007; TORDOFF *et al.*, 2000).

Considerações finais

A aplicação de espécies nativas com ocorrência local, neste caso *E. erythropappus*, juntamente com a utilização de laterita triturada, substrato disponível em grande quantidade em áreas de canga mineradas, pode facilitar a restauração de áreas degradadas pela mineração de bauxita e ferro a menores custos, uma vez que, pelo menos durante o período de estudo, tal espécie apresentou alta taxa de sobrevivência e de crescimento mesmo sem correção do solo, adição de fertilizantes, ou qualquer outro tipo de manejo.

Referências

BRADSHAW, A. D. Ecological principles and land reclamation practice. **Landscape Planning**, v. 11, p. 35- 48. 1984.

BRADSHAW, A., Restoration of mined lands - using natural processes. **Ecological Engineering**, v. 8, p. 255-269. 1997.

BRASIL.DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral. **Sumário Mineral**. Brasília: Ministério de Minas e Energia. 2006. 122 p

BRADY N.C.; WEIL R. R. **The nature and properties of soils**. 14 ed. New Jersey: Upper Saddle River, 2008.

DRUMOND, G. *et al.* (Org.) **Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. 1998. 94 p.

CRAW, D. *et al.* Geological controls on natural ecosystem recovery on mine waste in southern New Zealand. **Environmental Geology**, v. 51, p. 1389-1400. 2007.

DORR II, J. V. N. Physiographic, stratigraphic and structural development of the Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. **USGS/DNPM. Professional Paper**, 1969. 110p.

DORR II, J.V.N., Barbosa, A.L.M. Geology and ore deposits of the Itabira District, Minas Gerais, Brazil. **Professional Paper. USGS/DNPM**. 1963, 110p.

EASTHAM J, *et al.* Effective nutrient sources for plant growth on bauxite residue: II. evaluating the response to inorganic fertilizers. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 171, p. 315-331, 2006.

FOLK, R. L.. **Petrology of sedimentary rocks**. Austin, Texas: Hemphill Publishing Company. 1965.

GHOSE M.K. Management of topsoil for geoenvironmental reclamation of coal mining areas. **Environmental Geology**, v. 40, 1405-1410. 2001.

GRANT, C.D., *et al.* Return of ecosystem function to restored bauxite mines in Western Australia. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 4, p. 94-103, 2007.

HARRIS, M.; RENGASAMY P. Treatment of a potential soil capping for open-cut mines: Influence of prior management on responses to a phyto-organic amendment. **Environmental Geology**, v. 46, p. 15–21. 2004.

HERATH, D. N., *et al.* Comparison of Post-Mine Rehabilitated and Natural Shrubland Communities in Southwestern Australia. **Restoration Ecology**, v. 17, p. 577-585. 2009.

HOLMES, P.M. Shrubland restoration following woody alien invasion and mining: Effects of topsoil depth, seed source, and fertilizer addition. **Restoration Ecology**, v. 9, p. 71–84. 2001.

IBRAM- **Information and analysis of the Brazilian Mineral Economy**. Rio de Janeiro Associação Brasileira de Mineração. 2010. Disponível em: <<http://www.ibram.org.br>>.

JACOBI, C. M. *et al.* Plant communities on ironstone outcrops: a diverse and endangered Brazilian

- ecosystem. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, p. 2185-2200. 2007.
- JACOBI, C.M. *et al.* Estudo fitossociológico de uma comunidade vegetal sobre canga como subsídio para a reabilitação de áreas mineradas no Quadrilátero Ferrífero, MG. **Revista Árvore**, v. 32, n. 2, p. 345-353, 2008.
- JASPER, D.A. Beneficial Soil Microorganisms of the Jarrah Forest and Their Recovery in Bauxite Mine Restoration in Southwestern Australia. **Restoration Ecology**, v. 15, p. 74-84. 2007.
- KASCHUK, G., *et al.* Termite activity in relation to natural grassland soil attributes. **Scientia Agricola**, v. 63 n.6, p. 583-588. 2006.
- KEW, G. A., F. *et al.* Regolith strength, water retention, and implications for ripping and plant root growth in bauxite mine restoration. **Restoration Ecology**, v. 15, p. S54–S64. 2007.
- MENGAK, M. T. Nine-Banded Armadillo (*Dasy pus novem cinctus*). **Natural History Series**. Circular 866-2, p. 1-6. 2012.
- MENGLER, F. C., *et al.* Using instrumented bulldozers to map spatial variation in the strength of regolith for bauxite mine floor rehabilitation. **Soil & Tillage Research**, v. 90, p. 126-144. 2006.
- PALMER, M.A., *et al.* Ecological Theory and Community Restoration Ecology. **Restoration Ecology**, v. 5 n.4, p. 291-300. 1997.
- RENGER, F.E. Quadro Geognóstico do Brasil de Wilhelm Ludwig von Eschwege: Breves comentários à sua visão da Geologia no Brasil. **Geonomos**, v. 13, n.1/2, p (1,2), p. 91-95. 2005.
- SCARANO, F.R. Rock outcrop vegetation in Brazil: a brief overview. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, p. 561–568. 2007.
- STEHMANN, J.R.; OLIVEIRA. A.M. Levantamento da flora do campo rupestre sobre canga hematítica couraçada remanescente na Mina do Brucutu, Barão de Cocais, Minas Gerais. **Rodriguésia**, v. 58, p. 775-786. 2007.
- SZOTA, C. *et al.* Root architecture of jarrah (*Eucalyptus marginata*) trees in relation to postmining deep ripping in Western Australia. **Restoration Ecology**, v. 15, p. S65–S73. 2007.
- TORDOFF G.M. *et al.* Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. **Chemosphere**, v. 41, p. 219-228. 2000.
- VARAJÃO, C. A. C. **Estudo comparativo das jazidas de bauxita do Quadrilátero Ferrífero, MG**. 1988. 213f. Dissertação (Mestrado), Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1988.
- VIANA P.L.; LOMBARDI J. A. Florística e caracterização dos campos rupestres sobre canga na Serra da Calçada, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v. 58, p. 159-177. 2007.
- VINCENT, R. C. *et al.* Diversidade na adversidade. **Ciência Hoje**, v.185, p. 64-67. 2002.
- WARD, S., *et al.* The effect of timing of rehabilitation procedures on the establishment of a Jarrah Forest after bauxite mining. **Restoration Ecology**, v. 4, p. 19–24. 1996.
- WHITING S. N., R. *et al.* Research priorities for conservation of metallophyte biodiversity and their potential for restoration and site remediation. **Restoration Ecology**, v. 12, p. 106-116. 2004.
- WONG M. H., Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. **Chemosphere**, v. 50, p. 775-780. 2003.

Em Destaque:

Abelhas indígenas em campos rupestres e ferruginosos: diversidade ameaçada por ações antrópicas



Foto: Marcus Alvarenga Soares

FIGURA 1 – Vegetação de campo rupestre na região de Diamantina, Minas Gerais, Brasil.



FIGURA 2 – Vegetação de campo ferruginoso, em área de transição entre Cerrado e Mata Atlântica. Ao fundo, mineração a céu aberto no município de Catas Altas, Minas Gerais, Brasil, próximo a Ouro Preto.

O Cerrado brasileiro representa 23% da área do país e se estende por dois milhões de Km². Esse bioma abrange aproximadamente dez estados, dentre estes Minas Gerais, além de estar localizado em três bacias hidrográficas da América do Sul. Apresenta índices pluviométricos regulares, o que favorece uma grande biodiversidade (RATTER *et al.*, 1997; MARKEWITZ *et al.*, 2006). No entanto, apenas 2,5% desse território estão preservados por meio de Unidades de Proteção Integral (LOIOLA *et al.*, 2010; SPAROVEK *et al.*, 2010).

Fisionomicamente, o Cerrado se caracteriza por vegetação tipicamente savânica, com menor ocorrência de formações florestais e campestres (RIBEIRO & WALTER 2008). Entre as fitofisionomias savânicas, destaca-se o

Campo Rupestre que ocorre em solos rasos e com presença de afloramentos rochosos (FIG. 1). Tais solos são classificados como neossolos litólicos, onde plantas se fixam em fendas entre rochas, onde podem ocorrer acúmulo e decomposição de matéria orgânica, além de deposição de areia resultante do intemperismo dessas rochas (REATTO *et al.*, 2008; RIBEIRO & WALTER, 2008).

Já os campos ferruginosos do estado de Minas Gerais, são áreas ricas em minério de ferro, com vegetação típica de transição entre Cerrado e Mata Atlântica (FIG. 2). A cobertura vegetal nesses campos varia de acordo com o grau de agregação do solo, e comporta uma diversificada fauna e flora, na maioria, endêmica (ANTONINI *et al.*, 2005; HOFFMAN *et al.*, 2007).

Compondo a biodiversidade de campos rupestres e ferruginosos estão diversas espécies de abelhas (Hymenoptera: Apidae: Meliponinae), denominadas popularmente de abelhas sem ferrão ou “stingless bees”, por possuírem o ferrão atrofiado (FIG. 3). Estas abelhas são encontradas tipicamente nas regiões tropicais e algumas importantes regiões de clima temperado subtropical, até 30 graus de latitude norte e sul. São, portanto, encontradas na maior parte da América Neotropical (Desde o estado brasileiro do Rio Grande do Sul até o México, além de Austrália, Indonésia, Malásia, Índia e África) (PRONI, 2000).

Os meliponíneos possuem mais de 400 espécies descritas, com, aproximadamente 300 nas Américas. É o grupo de abelhas sociais tropicais mais diversificado (MICHENER, 2000). Suas colmeias são perenes e construídas nas cavidades de árvores, formadas por uma única rainha e diversas operárias. Essas operárias forrageiam flores em busca de alimento. Esses insetos apresentam uma estreita relação com a diversidade florística do bioma Cerrado, se alimentando do pólen, néctar e óleos disponíveis por essas fontes (ANTONINI *et al.*, 2005; AZEVEDO *et al.*, 2008).

Além disso, diversas plantas dependem desses insetos como vetores para sua reprodução (ARAÚJO *et al.*, 2006). Assim, as abelhas indígenas têm um importante papel na manutenção dos ecossistemas pelo benefício da polinização. De acordo com Roubik (1989) o processo de polinização realizado pelos meliponíneos, em plantas nativas fanerógamas, fica em

torno de 30% das espécies da Caatinga, Cerrado e Pantanal e até 90% em remanescentes de Mata Atlântica (Serra do Mar no Espírito Santo) e algumas partes da Amazônia. Essa eficiência na polinização e no ciclo reprodutivo dos vegetais tropicais é devido à grande variação no tamanho dos indivíduos entre as espécies de abelhas (ROUBIK, 1989). Alguns trabalhos tem se referido à diversidade de abelhas indígenas do Cerrado brasileiro e ressaltam as relações entre comunidades de abelhas em diferentes ecossistemas, a riqueza de espécies, similaridades entre ambientes, diferentes padrões entre comunidades neotropicais, aspectos nutricionais das fontes de alimento dessas comunidades de abelhas (fenologia, abundância sazonal e visitas florais), além de outras interações (PEDRO & DECAMARGO, 1991; VIANA *et al.*, 1997; ARAÚJO *et al.*, 2006; ANDENA *et al.*, 2009; VIEIRA & MARCHINI, 2009).

Abelhas indígenas do Cerrado de Minas Gerais foram estudadas em diferentes locais de abrangência do bioma, e vários trabalhos registram ameaças às espécies. Silveira & Campos (1995) encontraram 150 espécies de abelhas em um levantamento feito na cidade de Paraopeba - MG. Já Araújo, *et al.* (2006), trabalhando nas áreas do sul da cadeia do espinhaço, nas cidades de Ouro Branco e Ouro Preto – MG, encontraram 91 espécies. Na região do alto espinhaço, em campos rupestres e ferruginosos, incluindo áreas do estado da Bahia, Azevedo, *et al.* (2008) encontraram 360 espécies, dentre essas, várias espécies raras e endêmicas. Esses trabalhos

contribuem para o conhecimento da diversidade de abelhas presentes em Minas Gerais, além do entendimento das relações desses insetos com a diversidade florística.

A degradação de áreas de campos rupestres e ferruginosos é uma realidade que se amplia a cada ano, com novas áreas sendo desmatadas e exploradas (VICENT *et al.*, 2002; SOARES & MODESTO, 2010). Isto contribui para a diminuição dos nichos que abrigam as diversas espécies de abelhas indígenas. A região de Cerrado da Serra do Espinhaço Meridional, por exemplo, tem sofrido grande pressão da agropecuária, com pequenas e grandes propriedades rurais se expandindo para áreas do bioma. Assim, muitas espécies de abelhas indígenas sem ferrão estão seriamente ameaçadas de extinção, em consequência das alterações de seus habitats, causados principalmente pelo desmatamento, queimadas, uso indiscriminado de agrotóxicos, processos de urbanização e ação predatória de meleiros. Nos campos ferruginosos as pressões ocorrem pela expansão urbana, extração ilegal de espécies vegetais, turismo ecológico não orientado e mineração (VINCENT *et al.*, 2002).

Além disso, diversas espécies de abelhas indígenas são combatidas por apicultores por serem consideradas competidoras da espécie *Apis mellifera* L. (Hymenoptera: Apidae). Entretanto, a magnitude dessa competição não é perfeitamente conhecida e em muitos casos é destituída de importância (PRONI,

2000; BROWN & ALBRECHT, 2001; SOUSA *et al.*, 2002).

Pequenos agricultores das diferentes regiões do Cerrado, podem se beneficiar com a preservação e presença das abelhas indígenas através da meliponicultura, por meio da comercialização do mel e de colônias de abelhas indígenas, de forma a agregar mais renda. Espécies como a jataí (*Tetragonisca angustula*), a mandaçaia (*Melipona quadrifasciata*), a urucu (*Melipona rufiventris*) entre outras, se adaptam em criações manipuladas pelo homem, com o mel sendo comercializado em pequena escala (SILVA *et al.*, 2005). Associações locais podem ser reunidas para incentivar a criação dessas abelhas indígenas, e assim, organizar grupos de meliponicultores que podem contribuir para a conservação do habitat natural e das diversas espécies de abelhas do Cerrado.

Os meliponíneos compõem um grupo de insetos importantes para a manutenção dos ecossistemas e muito dependentes de parâmetros ambientais e características florísticas de cada região. Todas as possibilidades de se desenvolver estudos para conhecer a biodiversidade dessas abelhas são importantes e podem trazer soluções para a conservação e manejo dos ecossistemas atuais.

Victor Hugo Duarte da Costa

Graduando em Agronomia na Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM). Diamantina, Minas Gerais, Brasil. E-mail: victorhugodc@yahoo.com.br



FIGURA 3 – Exemplar de abelha indígena (Hymenoptera: Apidae: Meliponinae) coletado no município de Diamantina, Minas Gerais, Brasil.



Foto: Victor Hugo Duarte da Costa

Claubert Wagner Guimarães de Menezes

Doutorando em Produção Vegetal: Manejo e Produção de Grandes Culturas na Universidade Federal de Lavras (UFLA). Lavras, Minas Gerais, Brasil. E-mail: claubertmenezes@yahoo.com.br

Marcus Alvarenga Soares*

D.Sc. em Entomologia, Professor de Pós-Graduação em Produção Vegetal na Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM). Diamantina, Minas Gerais, Brasil.

*Autor Correspondente. E-mail: marcusasoares@yahoo.com.br

Referências

ANTONINI, Y.; SOUZA, H.G.; JACOBI, C.M.; MURY, F.B. Diversidade e comportamento dos insetos visitantes florais de *Stachytarpheta glabra* Cham. (Verbenaceae), em uma área de campo ferruginoso, Ouro Preto, MG. **Neotropical Entomology**, v.34, p. 555-564, 2005.

ANDENA, S.R.; NASCIMENTO, F.S.; BISPO, P.C.; et al. Bee communities (Hymenoptera: Anthophila) of the "Cerrado" ecosystem in Sao Paulo State, Brazil. **Genetics and Molecular Research**, v. 8, p. 766-774, 2009.

ARAUJO, V.A.; ANTONINI, Y.; ARAUJO, A.P.A. Diversity of bees and their floral resources at altitudinal areas in the Southern Espinhaço Range, Minas Gerais, Brazil. **Neotropical Entomology**, v. 35, p. 30-40, 2006.

AZEVEDO, A. A.; SILVEIRA, F.A.; AGUIAR C. M. L.; PEREIRA, V. S. Fauna de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço (Minas Gerais e Bahia, Brasil): riqueza de espécies, padrões de distribuição e ameaças para conservação. **Megadiversidade**, v. 4, p. 126-157. 2008.

BROWN, J. C.; ALBRECHT, C. The effect of tropical deforestation on stingless bees of the genus *Melipona* (Insecta: Hymenoptera: Apidae: Meliponini) in central Rondonia, Brazil. **Journal of Biogeography**, v. 28, p. 623-634, 2001.

- HOFFMANN, D.; VASCONCELOS, M.F.; LOPES, L.E. RODRIGUES, M. Comportamento de forrageamento e dieta de *Polystictus superciliaris* (aves, Tyrannidae) no sudeste do Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v.97, p. 296-300, 2007.
- LOIOLA, P.D.; CIANCIARUSO, M.V.; SILVA, I.A.; BATALHA, M.A. Functional diversity of herbaceous species under different fire frequencies in Brazilian savannas. **Flora**, v. 205, p. 674-681, 2010.
- MARKEWITZ, D.; RESENDE, J.C.F.; PARRON, L.; BUSTAMANTE, M.; KLINK, C.A.; FIGUEIREDO, R.D.; DAVIDSON, E.A. Dissolved rainfall inputs and streamwater outputs in an undisturbed watershed on highly weathered soils in the Brazilian cerrado. **Hydrological Processes**, v. 20, p. 2615-2639, 2006.
- MICHENER, C.D. **The bees of the world**. Baltimore: Johns Hopkins University. 2000.
- PEDRO, S.R.D.; DECAMARGO, J.M.F. Interactions on floral resources between the africanized honeybee *Apis mellifera* and the native bee Community (Hymenoptera, Apoidea) In a natural cerrado ecosystem in southeast Brazil. **Apidologie**, v. 22, p. 397-415, 1991.
- PRONI, E.A. Biodiversidade de abelhas indígenas sem ferrão (Hymenoptera: Apidae: Meliponinae) na Bacia do Rio Tibagi, estado de Paraná, Brasil. **Arquivos de Ciências Veterinárias e Zoologia da UNIPAR**, v. 3, p. 145-150, 2000.
- RATTER, J.A.; RIBEIRO, J.F.; BRIDGEWATER, S. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Annals of Botany**, v. 80, p. 223-230, 1997.
- REATTO, A.; CORREIA, J.R.; SPERA, S.T.; MARTINS, E.S. Solos do bioma cerrado: aspectos pedológicos. In: SANO, S.M., ALMEIDA, S.P. RIBEIRO, J.F. (Eds.). **Cerrado: ecologia e flora** Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 2008. p. 107-150.
- RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. Fitofisionomias do bioma cerrado. In SANO, S.M., ALMEIDA, S.P. RIBEIRO, J.F. (Ed.). **Cerrado: ecologia e flora**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 2008. p. 151-212.
- ROUBIK, D.W. **Ecology and natural history of tropical bees**. New York: Cambridge University Press. 1989, 514 p.
- SILVA, A.C.; PEDREIRA, L.C.V.S.F.; ALMEIDA ABREU, P.A. **Serra do Espinhaço Meridional: paisagens e ambientes**. Belo Horizonte: O Lutador, 2005. 272p.
- SILVEIRA, F.A.; CAMPOS, M.J.O.. A melissofauna de Corumbataí (SP) e Paraopeba (MG) e uma análise da biogeografia das abelhas do cerrado brasileiro (Hymenoptera: Apoidea). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 39, p. 371- 401, 1995.
- SOARES, M.A.; MODESTO, F. de A. Bioindicadores podem mensurar impactos da agropecuária nos biomas Mata Atlântica e Cerrado. **Revista Cerrado Rural Agronegócios**, v. 7, p. 1-2, 2010.
- SOUSA, L.A.; PEREIRA, T.O.; PREZOTO, F.; FARIA-MUCCI, G.M. Nest foundation and diversity of Meliponini (Hymenoptera, Apidae) in an urban area of the municipality of Juiz de Fora, MG, Brazil. **Bioscience Journal**, v. 18, p. 59-65, 2002.
- SPAROVEK, G.; BERND, G.; KLUG, I.L.F.; BARRETO, A.G.O.P. Brazilian agriculture and environmental legislation: Status and future challenges. **Environmental Science & Technology**, v. 44, p. 6046-6053, 2010.
- VIANA, B.F.; KLEINERT, A.D.P.; IMPERATRIZ-FONSECA, V.L. Abundance and flower visits of bees in a cerrado of Bahia, tropical Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 32, p. 212-219, 1997.
- VINCENT, R.C.; JACOBI, C.M.; ANTONINI, Y. Diversidade na adversidade. **Ciência Hoje**, v.185, p.64-67, 2002.
- VIEIRA, G.H.C.; MARCHINI, L.C. Diversity of bees (Hymenoptera: Apoidea) in a cerrado area in the city of Cassilandia, Mato Grosso do Sul, Brazil. **Sociobiology**, v. 53, p. 597-607, 2009.