



IV REFOREST



Simpósio Nacional sobre Restauração Florestal

10 a 12 | junho | 2019 - Belo Horizonte | MG | Brasil

ANAIS

Resumos Expandidos

Simpósio Nacional sobre Restauração Florestal

Anais do IV REFOREST: Simpósio Nacional sobre Restauração Florestal, de 10 a 12 de junho de 2019, Belo Horizonte, MG, Brasil

Disponível em:

<http://www.sif.org.br/@reforest2019/trabalhos.html>

http://www.larf.ufv.br/?page_id=20

COORDENAÇÃO GERAL

Prof. Sebastião Renato Valverde – SIF/DEF/UFV

Prof. Gleison Augusto dos Santos – SIF/DEF/UFV

Prof. Ismael Eleotério Pires – SIF/UFV

COORDENAÇÃO TÉCNICA

Prof. Sebastião Venâncio Martins – LARF/DEF/UFV

COMISSÃO CIENTÍFICA

(Presidente) Prof. Sebastião Venâncio Martins – LARF/DEF/UFV

Eng^a. Aline Pilocelli – LARF/UFV

Eng^a. Angela Gioconda Jaimes Coronado – LARF/UFV

Dr. Diego Balestrin – VALE

Eng. Ítalo Favoreto Campanharo – LARF/UFV

Eng. Luiz Henrique Elias Cosimo – LARF/UFV

Prof. Paulo Sergio dos Santos Leles – UFRRJ

Dr. Pedro Manuel Villa - LARF/UFV

Prof^a. Sustanis Horn Kunz – UFES

Dr^a. Taise Cristina Plattau Arenhardt – LARF/UFV

Eng. Wesley da Silva Fonseca – LARF/UFV

Eng. William Victor Lisboa Alves – LARF/SIF

REVISÃO E EDITORAÇÃO

Dr^a. Mirian Lago Valente – LARF/SIF

Eng. William Victor Lisboa Alves – LARF/SIF

Prof. Sebastião Venâncio Martins – LARF/DEF/UFV

PROMOÇÃO

Sociedade de Investigações Florestais – SIF
Laboratório de Restauração Florestal – LARF
Departamento de Engenharia Florestal – DEF
Universidade Federal de Viçosa – UFV

CO-PROMOÇÃO



aperam



ArborGen
The Reforestation Advantage



ArcelorMittal



asiflor
associação das indústrias para fomento florestal



CENIBRA®



cmpc.



copener
Florestal



DEFORSA



Duratex



FRONDOSA
PARTICIPAÇÕES
LTDÁ.



GERDAU



Klabin



LWARCEL
CELULOSE



grupo
maringá



SAINT-GOBAIN



suzano



VERACEL



vallourec

APOIO



SUMÁRIO

ANÁLISE DA SÍNDROME DE DISPERSÃO NO SUB BOSQUE DA RESERVA PARTICULAR DE PATRIMÔNIO NATURAL (RPPN), BOTUJURU, MOGI DAS CRUZES, SP.....	13
ANÁLISE DE CUSTOS DE UM PROJETO DE RECUPERAÇÃO DE ÁREA DEGRADADA EM SANTA LEOPOLDINA, ESPÍRITO SANTO.....	18
ASPECTOS BIOMÉTRICOS DE FRUTOS E SEMENTES DE <i>PRADOSIA LACTESCENS</i> (VELL.) RADLK EM ÁREA DE FLORESTA ATLÂNTICA	23
AVALIAÇÃO DA ESPESSURA DA LITEIRA DE UMA FLORESTA SECUNDÁRIA NO ESTÁDO DO PARÁ, AMAZÔNIA ORIENTAL.....	30
AVALIAÇÃO DA PAISAGEM DE ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM PERNAMBUCO	35
AVALIAÇÃO DE GRUPOS SUCESSIONAIS EM ÁREAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL E ECOSSISTEMA DE REFERÊNCIA, MATA ATLÂNTICA DE PERNAMBUCO.....	41
AVALIAÇÃO DO ÍNDICE DE SOBREVIVÊNCIA E CRESCIMENTO INICIAL DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM ÁREA DE PASTAGEM DEGRADADA	47
CAPACIDADE DE RETENÇÃO HÍDRICA DE LITEIRA EM TRÊS ECOSSISTEMAS COM DIFERENTES ESTÁGIOS SUCESSIONAIS.....	53
CARACTERIZAÇÃO DA SERAPILHEIRA ACUMULADA EM ÁREA DE CERRADO NO MUNICÍPIO DE BOCAIUVA – MG	58
CARACTERIZAÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DE ÁREAS DEGRADADAS DO CERRADO DO NORTE DE MINAS GERAIS	63
CHUVA E BANCO DE SEMENTES EM VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA EM AMBIENTE ALUVIAL	69
COMO SE ENCONTRA O ESTRATO REGENERANTE DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL APÓS 8 ANOS DO INÍCIO DO PROCESSO DE RESTAURAÇÃO?.....	75
COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DE UMA ÁREA EM REGENERAÇÃO NATURAL DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL, NO MUNICÍPIO DE LAVRAS, MINAS GERAIS	81
CORREDORES ECOLÓGICOS NA ZONA DE AMORTECIMENTO DO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO BRIGADEIRO COMO ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA RESTAURAÇÃO FLORESTAL COMPENSATÓRIA	87
DEZESSETE ANOS DEPOIS DA TENTATIVA DE RESTAURAÇÃO: ESTUDO DE CASO EM ÁREA DE EMPRÉSTIMO DA UHE EMBORÇAÇÃO, CATALÃO / GO	94
DEZESSETE ANOS DEPOIS... O QUE DEU ERRADO?	101
DINÂMICA DA REGENERAÇÃO NATURAL EM FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL	109
DIVERSIDADE FLORÍSTICA DO BANCO DE SEMENTES DO PARQUE ESTADUAL MATA DA PIMENTEIRA.....	115
EFEITO DA COBERTURA VEGETAL EM ÁREA DEGRADADA EM PROCESSO DE REGENERAÇÃO NATURAL	120
EMERGÊNCIA DE ESPÉCIES FLORESTAIS SOBRE REJEITO DA MINERAÇÃO NA BACIA DO RIO DOCE	125
EMERGÊNCIA E ESTABELECIMENTO DE ESPÉCIES NATIVAS PARA A RESTAURAÇÃO FLORESTAL POR SEMEADURA DIRETA	133

ESTRUTURA E SÍNDROMES DE DISPERSÃO EM CERRADO DEGRADADO NO NORTE DE MINAS GERAIS.....	139
ESTRUTURA VERTICAL DA COMUNIDADE ARBÓREA DE DUAS ÁREAS DE RESTAURAÇÃO PÓS-MINERAÇÃO DE BAUXITA.....	144
FRAGILIDADE DAS POLÍTICAS PÚBLICAS AMBIENTAIS: O ORÇAMENTÁRIO PARA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS NO TERRITÓRIO DO LITORAL NORTE E AGRESTE BAIANO	150
GRAMÍNEAS INVASORAS NA REGENERAÇÃO NATURAL DE CERRADO <i>SENSU STRICTO</i> : IMPLICAÇÕES ECOLÓGICAS	161
GRUPOS ECOLÓGICOS E SÍNDROMES DE DISPERSÃO DE ESPÉCIES DO BANCO DE SEMENTES EM ÁREA APÓS MINERAÇÃO DE BAUXITA.....	168
INFLUÊNCIA DAS PLANTAS EXÓTICAS INVASORAS URBANAS NO PROCESSO DE RESTAURAÇÃO	175
INÓCULO DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES AUMENTA O CRESCIMENTO DE MUDAS DE <i>PTEROCARPUS VIOLACEUS</i> , EM DIFERENTES SUBSTRATOS.....	182
INSETOS COMO BIOINDICADORES DA RESTAURAÇÃO ECOSISTÊMICA: VARIÁVEIS ECOLÓGICAS E NÍVEL DE IDENTIFICAÇÃO TAXONÔMICA	187
MATA CILIAR COM 26 ANOS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL: QUAL SEU CENÁRIO DE FUNCIONALIDADE?.....	194
MAXIMIZANDO OS BENEFÍCIOS SOCIAMBIENTAIS POR MEIO DO PLANEJAMENTO ESPACIAL PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO	199
MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO NO PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ ...	205
MONITORAMENTO DE PROCESSOS ECOLÓGICOS AO LONGO DA RESTAURAÇÃO DO BANCO IN VIVO DE DIVERSIDADE GENÉTICA DA USP-RP.....	211
MORFOLOGIA E BIOMETRIA DE SEMENTES DE <i>GENIPA AMERICANA</i> L.	216
MORTALIDADE, RECRUTAMENTO E INGRESSO DE ESPÉCIES FLORESTAIS EM ÁREAS MINERADAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL	223
NATIVAS ENFERMEIRAS DO SOLO: SELECIONANDO ESPÉCIES PARA RECUPERAR ÁREAS DEGRADADAS DE CERRADO <i>SENSU STRICTO</i>	229
NUCLEAÇÃO COMO FORMA DE RESTAURAÇÃO NO BIOMA CAATINGA	236
PARQUE NATURAL MUNICIPAL FRANCISCO AFFONSO DE MELLO, MOGI DAS CRUZES (SP), COMO MATRIZ FLORESTAL PARA RESTAURAÇÃO DO ENTORNO.....	242
PRIMEIRA IMPRESSÃO DA REVEGETAÇÃO DE UMA ÁREA DEGRADADA DE CERRADO PELA UTILIZAÇÃO DE <i>TOPSOIL</i>	248
PRODUÇÃO DE MUDAS A PARTIR DO RESGATE DE PLÂNTULAS EM BANCO DE SEMENTES DO SOLO PARA PROJETOS DE RESTAURAÇÃO	254
QUINTAIS AGROFLORESTAIS: ESTRATÉGIA PARA REABILITAÇÃO DE SOLOS DEGRADADOS NO SEMIÁRIDO NORTE MINEIRO	261
REGENERAÇÃO NATURAL DE UM FRAGMENTO DE CERRADO E DO SUB-BOSQUE DE DOIS CLONES DE <i>EUCALYPTUS</i> , ALIANÇA DO TOCANTINS-TO	266
REGENERAÇÃO NATURAL EM AMBIENTES DE DEPÓSITO DO REJEITO DA BARRAGEM DE FUNDÃO E EM ECOSISTEMA DE REFERÊNCIA, MARIANA, MG.....	272

REGENERAÇÃO NATURAL NO SUB-BOSQUE DE <i>EUCALYPTUS GRANDIS</i> HILL EX MAIDEN NA RESERVA PARTICULAR DE PATRIMÔNIO NATURAL (RPPN), BOTUJURU, MOGI DAS CRUZES, SP	278
RELAÇÃO SOLO-COBERTURA VEGETAL DURANTE RESTAURAÇÃO ATIVA E PASSIVA EM MARIANA, MG: COMPARAÇÃO DE DIFERENTES TÉCNICAS DE PREPARAÇÃO DE SÍTIO..	284
RESGATE VEGETATIVO DE ÁRVORES ADULTAS DE <i>ASTRONIUM FRAXINIFOLIUM</i> SCHOTT EX SPRENG POR ALPORQUIA.....	291
RESISTÊNCIA E RECUPERAÇÃO À SECA DE UMA COMUNIDADE VEGETAL TROPICAL NO SUDESTE BRASILEIRO	296
RESTAURAÇÃO FLORESTAL E MONITORAMENTO DAS ÁREAS DE APPS IRREGULARES DO CAMPUS "LUIZ DE QUEIROZ"	301
SÍNDROMES DE DISPERSÃO E CLASSES SUCESSIONAIS DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM ÁREA DE RESTAURAÇÃO PÓS-MINERAÇÃO DE BAUXITA: DO PLANTIO AO MONITORAMENTO	306
SOBREVIVÊNCIA DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM ÁREA DEGRADADA DO CERRADO NO NORTE DE MINAS GERAIS	312
TREPADEIRAS E SUA IMPORTÂNCIA PARA RESTAURAÇÃO FLORESTAL NA RESERVA PARTICULAR DE PATRIMÔNIO NATURAL (RPPN) BOTUJURU, MOGI DAS CRUZES, SP.	319
USO DA SEMEADURA DIRETA PARA COMPOR ARRANJOS AGROFLORESTAIS BIODIVERSOS.....	331
USO DE COMPOSTO ORGÂNICO NA PRODUÇÃO DE MUDAS DE ESPÉCIES DO CERRADO PARA RESTAURAÇÃO FLORESTAL	337
CRESCIMENTO DE ESPÉCIES FLORESTAIS PLANTADAS EM ÁREAS MINERADAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL	344
REGENERAÇÃO NATURAL DE UMA ÁREA DE CAATINGA NO RIO GRANDE DO NORTE ...	350

ANÁLISE DA SÍNDROME DE DISPERSÃO NO SUB BOSQUE DA RESERVA PARTICULAR DE PATRIMÔNIO NATURAL (RPPN), BOTUJURU, MOGI DAS CRUZES, SP.

Sérgio Zanata Carvalho^{1,2,3}; Lettycia Fernanda Correia^{2,4,5}; Caroline Lessa de Almeida^{2,6}; Myllia Lopes Alves^{2,3,4}; Renata Jimenez de Almeida-Scabbia^{2,5}

RESUMO: Nos dias de hoje a Mata Atlântica apresenta um alto nível de fragmentação devido a intensa atividade da ação antrópica. Para a diminuição ou o desaceleramento destes acontecimentos é importante a preservação e a regeneração de áreas próximas contribuindo maiores e não tão fragmentadas. Foram instalados seis Transectos com quatro parcelas circulares de 50m² com espaçamento de 25 metros de uma para o outro, no talhão de eucalipto na Reserva Particular de Patrimônio Natural - RPPN – Botujuru, município de Mogi das Cruzes, SP. Foram identificadas 40 espécies, distribuídas em 20, a maioria possuía dispersão zoocórica (80%) e 47,5% eram pioneiras e 52,5% não pioneiras.

Palavras chave: Biodiversidade; Regeneração; Restauração.

INTRODUÇÃO

Nos dias de hoje apenas 8,5% da floresta de mata atlântica são encontrados em área acima de 100ha, contando com fragmentos menores temos atualmente 12,4%. Este bioma é considerado um *hotspot* mundial, devido a elevada biodiversidade e também uma das áreas mais ameaçadas do planeta (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2015). Esta intensa fragmentação causada devido ações antrópicas, tem como consequência o aumento de espécies consideradas como ameaçadas de extinção, além de estarem ameaçados os suprimentos e a qualidade da água (CHAZDON *et al.*, 2017).

Chazdon *et al* (2017) também ressalta a importância da restauração da Mata Atlântica e seus desafios, pois 90% das áreas são encontradas em propriedades particulares. Assim, a importância das Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN), uma das categorias de Unidades de Conservação (UC), contribuem para diminuir a perda da biodiversidade e fragmentação do habitat natural (MORINI e MIRANDA, 2012).

¹ Bacharel em ciências biológicas;

² Laboratório de Florística e sustentabilidade, núcleo de ciências ambientais, Universidade de Mogi das Cruzes;

³ Bolsista ecofuturo;

⁴ Gradando em ciências biológicas;

⁵ Bolsista UMC;

⁶ Mestranda em políticas públicas, bolsista Capes

A RPPN Botujuru apresenta uma grande importância, contribuindo com a preservação das bacias do rio Paratei e do Ribeirão Botujuru que se encontram na reserva, e da Serra do Itapeti, um dos maiores remanescentes de Mata Atlântica do estado de São Paulo (ECOFUTURO,2014).

O estudo da área com plantio de eucalipto, principalmente em sub-bosques, permite observar e avaliar a capacidade de regeneração natural, conforme vários autores já observaram (CHAZDON *et al.*, 2017;SOUZA *et al.*, 2007; NOBREGA *et al.*, 2008; ONOFRE *et al.*, 2010; ARMANDO *et al.*,2011; MARMOTEL *et al.*, 2011; CASTELLI *et al.*, 2015; TURCHETTO *et al.*, 2015; CANDIANI, 2016; GUEDES e KRUEK, 2016).

MATERIAL E MÉTODOS

Foram realizadas viagens semanais de um dia, de novembro até abril de 2019, e instaladas dez parcelas circulares de 50m² (3,99 m de raio), a cada 25m, em transectos de 200m, em um talhão de *Eucalyptus* sp, com floresta nativa desenvolvida no sub-bosque. Foram incluídos indivíduos lenhosos, vivos ou mortos, estando em pé, com no mínimo 8cm de perímetro a altura do peito (PAP).

Os procedimentos utilizados nas coletas foram os adotados para os estudos de taxonomia de Fanerógamas, segundo Fidalgo e Bononi (1984). Os ramos coletados foram herborizados, prensados e levados à estufa. Os materiais foram incorporados ao Herbarium Mogiense, na Universidade de Mogi das Cruzes, quando férteis.

A nomenclatura utilizada para a denominação das famílias seguiu a classificação proposta em APG IV (2016). Para as espécies será adotada a nomenclatura utilizada na Flora do Brasil (Flora do Brasil, 2018).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram identificadas 42 espécies, distribuídas em 20 famílias, sendo Solanaceae a que apresentou maior riqueza com seis espécies (Quadro 1).

Quadro 1. Espécies encontradas na Reserva Particular de Patrimônio Natural – RPPN – Botujuru, no município de Mogi das Cruzes, SP.

Família	Espécie	Autor	Síndrome de dispersão	Classe Sucessional
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i>	Aubl.	Zoo	Não Pioneira
Annonaceae	<i>Annona sericea</i>	Dunal	Zoo	Não Pioneira
Apocynaceae	<i>Aspidosperma olivaceum</i>	Scop.	Ane	Não Pioneira
Bignoniaceae	<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	(Mart. ex DC.) Mattos	Ane	Não Pioneira
	<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	(Vell.) Mattos	Ane	Não Pioneira
	<i>Jacaranda puberula</i>	Cham.	Ane	Não Pioneira
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i>	(L.) Blume	Zoo	Pioneira
Celastraceae	<i>Maytenus evonymoides</i>	Reissek	Zoo	Pioneira
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp. & Endl.	Zoo	Pioneira

	<i>Alchornea sidifolia</i>	Müll.Arg.	Zoo	Pioneira
	<i>Croton floribundus</i>	Spreng.	Aut	Pioneira
Fabaceae	<i>Erythrina crista-galli</i>	L.	Aut	Pioneira
	<i>Machaerium brasiliense</i>	Vogel	Ane	Não Pioneira
	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	(Mart.) J. F. Macbr.	Aut	Pioneira
Lauraceae	<i>Cinnamomum triplinerve</i>	(Ruiz & Pav.) Kosterm.	Zoo	Pioneira
	<i>Nectandra oppositifolia</i>	Nees	Zoo	Pioneira
	<i>Ocotea elegans</i>	(Meisn.) Mez	Zoo	Não Pioneira
Melastomataceae	<i>Miconia cinerascens</i>	Miq.	Zoo	Pioneira
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i>	(Spreng.) Perkins	Zoo	Não Pioneira
Myrtaceae	<i>Campomanesia guaviroba</i>	(DC.) Kiaersk.	Zoo	Não Pioneira
	<i>Myrcia splendens</i>	Sw.	Zoo	Pioneira
Phyllanthaceae	<i>Hyeronima alchorneoides</i>	Allemão	Zoo	Não Pioneira
Piperaceae	<i>Piper arboreum</i>	Aubl.	Zoo	Não Pioneira
	<i>Piper cernuum</i>	Vell.	Zoo	Não Pioneira
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i>	(Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	Zoo	Pioneira
Rubiaceae	<i>Guettarda viburnoides</i>	Cham. & Schldtl.	Zoo	Não Pioneira
	<i>Psychotria veloziana</i>	Benth.	Zoo	Não Pioneira
Salicaceae	<i>Casearia obliqua</i>	Jacq.	Zoo	Não Pioneira
	<i>Casearia silvestris</i>	Sw.	Zoo	Não Pioneira
Sapindaceae	<i>Cupania oblongifolia</i>	Mart.	Zoo	Não Pioneira
	<i>Cupania vernalis</i>	Cambess.	Zoo	Não Pioneira
	<i>Matayba elaeagnoides</i>	Radlk.	Zoo	Não Pioneira
Solanaceae	<i>Solanum bullatum</i>	Vell.	Zoo	Pioneira
	<i>Solanum didymum</i>	Dunal	Zoo	Pioneira
	<i>Solanum inodorum</i>	Vell.	Zoo	Pioneira
	<i>Solanum mauritianum</i>	Scop.	Zoo	Pioneira
	<i>Solanum palinacanthum</i>	Dunal	Zoo	Pioneira
	<i>Solanum variabile</i>	Mart.	Zoo	Não Pioneira
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i>	Snethl.	Zoo	Pioneira
	<i>Cecropia hololeuca</i>	Miq.	Zoo	Pioneira

Das espécies encontradas predominam as espécies não pioneiras, com 52,5% do total amostrado, 80% apresentaram como síndrome de dispersão zoocórica. A predominância desse tipo de dispersão é encontrada com frequência em Mata Atlântica (TOSCAN et al, 2017; SILVA et al, 2017; SCARIOT et al, 2014 e DIAS et al, 2014).

CONCLUSÕES

Tal fato é fundamental, evidenciando a íntima relação entre a vegetação e a fauna na manutenção das populações de plantas, garantido o processo de sucessão, contribuindo para a restauração e conseqüente preservação dos ambientes florestais.

REFERÊNCIAS

APG IV - The Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 2016; 181: 1–20.

Armando SMD, Rosa CT, Souza H, Silva AR, Carvalho SCL, Gonzaga DPA, et al. Colonização de Espécies arbustivo – Arbórea em Povoamento de *eucalyptus* spp. *Floresta e Ambiente*. 2011; 18(4): 376-389.

Chazdon RL, Brancalion PHS. Priorização da regeneração natural para melhorar o custo-efetividade da restauração florestal na mata atlântica no Brasil. VII Simpósio de Restauração Ecológica. 2017, 10-17.

Dias CR, Umetsu F, Breier TB. Contribuição dos poleiros artificiais na dispersão de sementes e sua aplicação na restauração florestal. *Ciência Florestal*. 2014; 24 (2): 501-507.

Fidalgo O, Bononi VLR. Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico. São Paulo: Instituto de Botânica do Estado de São Paulo; 1984. v.4.

Flora do Brasil. Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 31 de janeiro de 2018

Fundação SOS Mata Atlântica; Instituto Nacional de Pesquisa Espaciais (INPE). Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2014-2015. São Paulo, 2016. Disponível em: <http://mapas.sosma.org.br/site_media/download/atlas_2014-2015_relatorio_tecnico_2016.pdf> Acesso em 11 de Maio de 2018

Instituto Ecofuturo, Plano de manejo da Reserva Particular do Patrimônio Natural Botujuru – Serra do Itapety. 2014. 459p.

Marmontel FVC, Mutti SH, Martins T, Rodrigues PJ. Biodiversidade e estrutura arbórea do estrato regenerante em um povoamento de *Eucalyptus* spp – Colina,sp. *Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista*. 2011; 7(3).

Morini MSC, Miranda VFO, editores. Serra do Itapeti: Aspectos históricos, sociais, e naturalísticos. São Paulo: Editora Canal 6; 2012.

Nóbrega FMA, Valeri VS, Paula CR, Silva AS. Regeneração natural em remanescentes florestais e áreas reflorestadas da várzea do rio Mogi-Guaçu, Luiz Antônio – SP. *Revista Árvore*. 2008; 32: 909-920.

Onofre FF, Engel LV, Cassola H. Regeneração natural de espécies da mata atlântica atlântica em sub-bosque de *Eucalyptus saligna* Smith. Em uma antiga unidade

de produção florestal no parque das neblinas, Bertioga, SP. *Scientia Forestalis*. 2010; 38: 39-52.

Scariot EC, Tres DR, Reis A. Componente arbustivo-arbóreo de matas ciliares em restauração e remanescentes naturais inseridos em matriz silvícola, Rio Negrinho, SC. *Ciência Florestal*. 2014; 24(2): 401-412.

Toscan MAG, Guimarães ATB, Temponi LG. Caracterização da produção de serapilheira e da chuva de sementes em uma reserva de floresta estacional semidecidual, Paraná. *Ciência Florestal*. 2017; 27(2): 415-427.

Turchetto F, Fortes OF, Callegaro MR, Mafra BRC. Potencial de *Eucalyptus* como facilitadora da regeneração natural. *Nativa*. 2015; 3(4): 252-257.

Guedes J, Krupek AR. Florística e fitossociologia do componente arbóreo de um fragmento de floresta ombrófila densa do estado de São Paulo. *Acta Biológica Catarinense*. 2016; 3(1): 12-24.

ANÁLISE DE CUSTOS DE UM PROJETO DE RECUPERAÇÃO DE ÁREA DEGRADADA EM SANTA LEOPOLDINA, ESPÍRITO SANTO

Mônica Guimarães Ventorim¹; Fabio Favarato Nogueira²; Aureliano Nogueira da Costa³

RESUMO: O presente artigo tem como objetivo demonstrar o custo de implantação de um processo de recuperação de área degradada em uma propriedade rural localizada na Bacia do Rio Santa Maria da Vitória que se encontra na condição de pasto com fragmentos da Mata Atlântica no entorno da área. O método utilizado de recuperação foi o de plantio total de mudas nativas da mata atlântica. O custo total do processo de recuperação foi de R\$ 9.304,00, sendo a maior parte destinada à mão de obra e aquisição de mudas que representam, respectivamente, 50% e 37% do total dos custos do projeto.

Palavras-chaves: Mata atlântica, área de preservação permanente, reflorestamento.

INTRODUÇÃO

O estado do Espírito Santo apresenta aproximadamente 10,5% de seu território coberto por mata atlântica (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2017), sendo que 8,54% de sua área total estadual é caracterizada por áreas degradadas (CEDAGRO, 2012), abrindo grande possibilidade para a restauração florestal.

De acordo com estudos realizados pelo Centro de Desenvolvimento do Agronegócio (Cedagro), em 2012, a Bacia do Santa Maria do Rio Doce tem uma área de degradação relativa de aproximadamente 16%. É a maior área de degradação das bacias estudadas, seguida pela bacia do Rio Guandu, com 15,73%, e do Santa Joana, com 15,36%.

Essa degradação se deve a fatores como a baixa cobertura florestal, manejo inadequado de áreas agrícolas, elevada exposição do solo e o relevo com alta declividade.

Segundo Rodrigues et al., (2009), o custo é uma das principais preocupações quando se tratam de projetos de restauração florestal, este varia de acordo com o método ¹de restauração a ser aplicado (que pode ser por cercamento, enriquecimento, plantio por sementes, técnicas nucleadoras e plantio por mudas) e se a regeneração será

¹Fundação de Desenvolvimento Agropecuário do Espírito Santo –Fundagres.

²Fundação de Desenvolvimento Agropecuário do Espírito Santo – Fundagres.

³Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural – Incaper.

feita em áreas consideradas consolidadas e não consolidadas. Em projetos de plantio por mudas essa preocupação aumenta, pois, este método apresenta custos elevados em função do número de mudas, da manutenção longa, da necessidade de adubação, dentre outros fatores.

Dessa forma, o presente trabalho tem por objetivo demonstrar os custos de instalação de um projeto de recuperação de área degradada, utilizando a metodologia de plantio total de mudas, no entorno de uma nascente de uma propriedade rural localizada na Bacia do Rio Santa Maria da Vitória, município de Santa Leopoldina, Espírito Santo.

MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo foi desenvolvido em uma propriedade rural situada no município de Santa Leopoldina, Espírito Santo, distante 54 quilômetros da capital Vitória, sendo as coordenadas centrais da área do estudo 20°06'57" S e 40°29'56" W. A área estudada tem 12.062,65 m², aproximadamente 1,21 hectares, situada em área de preservação permanente (APP) do entorno de uma nascente.

De acordo com Köppen, o clima é classificado como Aw, clima tropical savânico, com média anual de pluviosidade de 1.190 mm, sendo junho o mês mais seco com precipitação de 39 mm e dezembro o mês mais úmido com precipitação média de 190 mm. A temperatura média da região é de 24,9°C, variando entre 27,5°C em janeiro e 22,5°C no mês de junho.

A área é caracterizada por pastagem abandonada, composta basicamente por espécie forrageira (*Panicum* spp.) e alguns indivíduos arbóreos espaçados, concentrados principalmente no entorno da nascente. Além disso, a região do estudo já se encontrava previamente cercada, dispensando assim a necessidade de investimentos para essa atividade.

Para a limpeza da área foi realizada a roçada seletiva, retirando apenas a espécie forrageira e mantendo os indivíduos arbóreos presentes na área.

A metodologia de restauração florestal adotada foi de plantio total por mudas, com espaçamento de 3 metros entre linhas e 2 metros entre plantas, sendo necessárias 2.000 mudas para o projeto. Utilizou-se de sementeira de 6 quilos de leguminosa *Crotalaria juncea*, a lanço, nas entrelinhas, com o objetivo de redução da densidade da espécie forrageira presente na área.

A seleção das espécies foi feita de acordo com a adaptação edafoclimática e ocorrência natural das mesmas na região, caracterizada pelo bioma de Mata Atlântica. Foram selecionados dois grupos de plantio, o primeiro grupo determinado como não pioneiras, em que foram adquiridas 610 mudas de 31 espécies e o segundo grupo de pioneiras, sendo composto por 1410 mudas de 14 diferentes espécies.

Para os tratamentos culturais, foram aplicados 200 gramas de NPK 06-30-06 e 3 gramas de hidrogel por cova. Não foram observados olheiros de formigueiros na região do estudo, tão pouco nas regiões adjacentes, não se aplicando isca formicida no preparo da área.

A mão de obra contratada para a implantação do projeto foi realizada na forma de empreitada, em que o serviço foi fechado em um valor fixo, independentemente do número de dias, sendo um serviço especializado em atividades rurais em que a equipe possuía as ferramentas e equipamentos necessários para as atividades desenvolvidas.

Os procedimentos metodológicos para a avaliação dos custos foram baseados no levantamento de todo investimento financeiro realizado para a implantação do projeto de recuperação da área, contemplando a mão de obra, aquisição de mudas, adubos, hidrogel, e semente de leguminosas.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A tabela 1 apresenta os custos destinados para a aquisição de mudas, aquisição de sementes das leguminosas, adubo, hidrogel e mão de obra para o preparo da área e plantio.

Tabela 1 - Custos totais para a implantação do projeto de recuperação de área degradada em área de preservação permanente, no município de Santa Leopoldina.

Insumo	Quantidade	Unidade	Valor Unitário	Custo Total
Mudas	2	Unid.	R\$ 1,75	R\$ 3.500,00
Sementes de leguminosas	6	kg	R\$ 27,00	R\$ 162,00
Adubo	0,4	ton	R\$ 1.930,00	R\$ 772,00
Hidrogel	6	kg	R\$ 45,00	R\$ 270,00
Mão-de-obra		Empreitada		R\$ 4.600,00
Total				R\$ 9.304,00

O custo total de implantação do presente estudo foi de R\$ 9.304,00 para a implantação da restauração em 1,21 hectare. A razão entre o custo total de implantação e a área do estudo, obtém-se o custo de implantação por hectare, sendo este R\$ 7.466,16/ha.

Rodrigues et al., (2009) estima um custo de implantação de um projeto de restauração florestal por plantio de mudas totais de R\$ 6.920,00/ha, sendo 7% menor que o valor encontrado no presente estudo, sendo possivelmente explicado pela diferenciação dos preços de mão de obra praticados em diferentes regiões do Brasil.

A mão-de-obra e aquisição de mudas foram as etapas do projeto de recuperação de área degradada que mais dispenderam de recursos, sendo destinadas R\$ 4.600,00 para a o preparo da área, adubação e plantio de mudas e, R\$ 3.500,00 para aquisição das 2.000 mudas florestais nativas da mata atlântica, no valor de R\$ 1,75 a muda, incluindo o frete. Esses custos representaram respectivamente 50% e 37% do valor total de investimento do presente estudo (Figura 1).

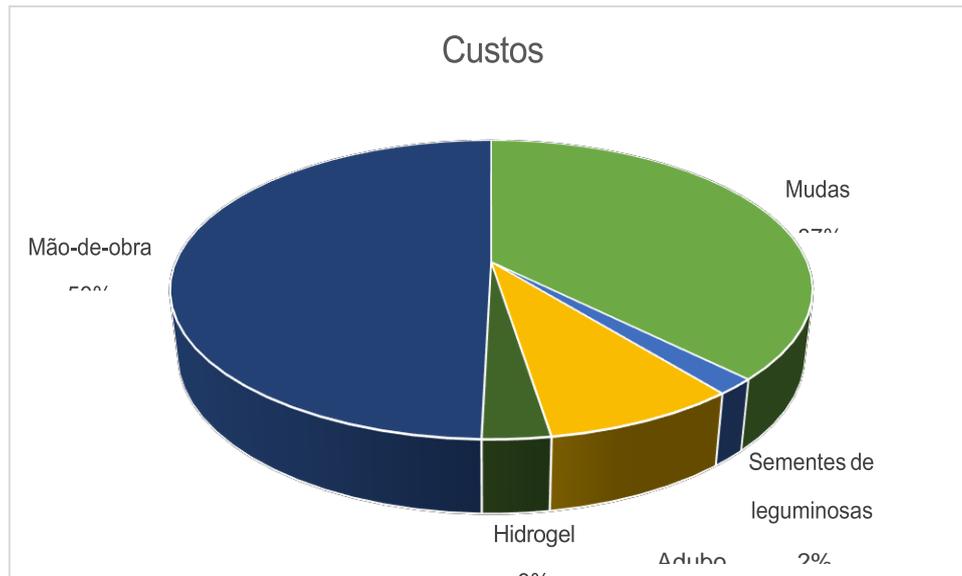


Figura 1. Representatividade de cada etapa do projeto em relação ao custo total.

Em estudos desenvolvidos por Plaster et al., (2011) no município de Alta Floresta, estado do Mato Grosso, o custo para aquisição de 1.400 mudas florestais foi de R\$ 1.760,00, sendo que o restante das mudas do estudo desenvolvido por esse autor foram doadas. Dessa forma, o custo unitário por muda foi de aproximadamente R\$ 1,26, sendo 28% menor do que o custo encontrado no presente trabalho.

Ainda de acordo com o mesmo autor, o maior custo observado foi com o cercamento da área, 56% do custo de seu trabalho. Custo esse não observado neste projeto pois a região de implantação de recuperação já estava cercada, não havendo necessidade de tal ação.

Os custos com os insumos adubo e hidrogel, e as sementes de luminosas foram de R\$ 772,00, R\$ 270,00 e R\$ 162,00, e representaram, respectivamente, a menor parcela dos investimentos, 8%, 3% e 2% dos custos totais.

CONCLUSÕES

O investimento com mão de obra representou o maior aporte financeiro na regeneração da cobertura vegetal no total de R\$ 4.600,00 reais, representando 50% do custo final da implantação do projeto.

O custo com a aquisição de mudas representou 37% dos custos totais de implantação, sendo destinados R\$ 3.500,00 para esta atividade.

O custo de implantação do projeto poderia aumentar consideravelmente se houvesse necessidade de cercamento da área de implantação do projeto.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a empresa ArcelorMittal Tubarão pelo financiamento e

parceria nos projetos de recuperação de áreas degradadas em áreas de preservação permanentes de nascentes na bacia do rio Santa Maria da Vitória, município de Santa Leopoldina do estado do Espírito Santo.

REFERÊNCIAS

Cedagro – Centro de Desenvolvimento do Agronegócio. Disponível em: <http://www.cedagro.org.br/artigos/A_Areas_Degradadas_Doc_Completo.pdf>. Acesso em 07 de maio de 2019.

Fundação SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional De Pesquisa Espaciais. Atlas dos remanescentes florestais da mata atlântica período 2016-2017. São Paulo, 2017. Relatório Parcial. Disponível em: <http://www.sosmatatlantica.org.br>. Acesso em: 7 de maio de 2019.

Köppen W, Geiger R. Klimate der Erde. Gotha: Verlag Justus Perthes. 1928. Wall-map 150cmx200cm.

Plaster OB, Garcia FM, Rodrigues JP, Souza FML, Sansigolo CA, Fenner PT. Análise dos custos de reflorestamento em área de preservação permanente (app). In: V CONFLAT - Congresso Forestal Latinoamericano, Lima - Peru: Universidade Nacional Agraria La Molina. 2011; 5: 1-11.

Rodrigues RR, Brancalion PHS, Isernhagen I. Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. 1ª ed. São Paulo: Ed. Lua Comunicação. 2009; 256 p.

ASPECTOS BIOMÉTRICOS DE FRUTOS E SEMENTES DE *Pradosia lactescens* (Vell.) Radlk EM ÁREA DE FLORESTA ATLÂNTICA

Lidiana Nayara Ralph¹; Ana Lícia Patriota Feliciano²; Ricardo Gallo²; Shyrlaine Lilian Moura Leão¹;
Yasmim Yathiera Gomes Araújo Morais¹

RESUMO: A *Pradosia lactescens*, conhecida como buranhém, é uma espécie nativa, encontrada na Floresta Atlântica, de Pernambuco ao Paraná. Devido os altos índices de desmatamento, os programas de restauração florestal são as principais alternativas para esses programas. O objetivo do presente trabalho foi investigar as características biométricas das sementes de *P. lactescens* oriundas da Floresta Atlântica em PE. Foram selecionados 200 frutos e sementes para determinação do peso, comprimento, largura e espessura. Os frutos e as sementes apresentaram variações de tamanho e peso consideráveis dentro de uma mesma população. O estudo efetuado possibilitou verificar que existe grande variação nas características biométricas dos frutos e das sementes de buranhém, especialmente em relação ao peso.

INTRODUÇÃO

Pertencente à família Sapotaceae, *Pradosia lactescens* conhecida popularmente como buranhém, é uma espécie nativa, exclusiva da Mata Atlântica, aparacendo isoladamente nos estados de Pernambuco ao Paraná. Essa espécie deve estar presente em todos os projetos de reflorestamentos, pois seus frutos alimentam diversas espécies de animais e também pode ser cultivada como ornamental devido sua exuberante floração e frutificação caulinar (LORENZI, 2009).

A Mata Atlântica é um dos biomas brasileiros que sofreu maior alteração no decorrer das atividades antrópicas nos últimos séculos, e em contrapartida, está ocorrendo uma grande conscientização da sociedade, acerca do esgotamento dos recursos naturais e da necessidade de ações de manejo sustentável para preservação, recuperação e uso sustentável dos diferentes biomas (SILVA et al., 2017). Com isso, a recuperação ambiental tem dado ênfase a recomposição da diversidade de espécies e a sustentabilidade dos ecossistemas florestais, atuando como ferramenta principal para o planejamento e implementação de atividade de conservação da biodiversidade (TABARELLI et al., 2010).

Assim, estudos sobre a biometria de frutos e sementes fornecem informações para a conservação e exploração dos recursos de valor econômico, permitindo o uso

¹Discentes do Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco. lidianaralph@gmail.com.

²Docentes do Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco.

racional e eficaz das espécies (GUSMÃO et al., 2006). Como na maioria das espécies, ocorrem variações no tamanho e peso dos frutos, devido a origem de diferentes plantas-mãe, essas variações funcionam como indicadores de variabilidade genética, dentro de populações de uma mesma espécie e as relações entre a variabilidade e os fatores ambientais (CARVALHO et al., 2003). Também fornecem importantes informações acerca dos tipos de dispersores e o desenvolvimento das espécies em condições ecológicas diferentes (ALMEIDA et al., 2010).

Com isso, é possível selecionar material genético de boa qualidade fisiológica, que é a base para os programas de melhoramento, projetos silviculturais, de conservação genética e de recuperação de áreas degradadas (FIGLIOLIA e KAGEYAMA, 1995). Sobretudo, Carvalho e Nakagawa (2012) afirmam que o tamanho da semente nem sempre afeta a germinação em si, mas afeta o vigor da plântula resultante, sabendo que as sementes de maior tamanho possuem embriões bem formados e com maior quantidade de substâncias de reserva.

Como são poucos os trabalhos que objetivam a caracterização de frutos e sementes das espécies florestais nativas, objetivou-se determinar as características biométricas de frutos e sementes de *P. lactescens* visando ampliar o conhecimento sobre a mesma, contribuindo para o maior uso dessa espécie em plantios e reflorestamentos.

MATERIAL E MÉTODOS

O material de estudo (frutos e sementes) foram coletados no mês de março de 2019 na Reserva Biológica de Saltinho, localizada nos municípios de Tamandaré (93,66%) e Rio Formoso (6,34%), estado de Pernambuco, Brasil. O clima predominante é do tipo tropical úmido (As'), segundo a classificação de Köppen. A pluviosidade média é de 1500 mm e a temperatura média anual é 25°C. Apresenta altitudes pouco pronunciadas e topografia plana.

Os frutos maduros, originários de três árvores matrizes, foram coletados no solo após a dispersão natural das plantas. Foram acondicionados em sacos plásticos transparentes e transportados para o Laboratório de Análise de Sementes Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, onde permaneceram por 24 horas em bandejas plásticas, em condições ambientais locais até o início das avaliações.

Determinaram-se o peso, comprimento e o diâmetro individual de uma amostra de 200 frutos, com auxílio de balança analítica e paquímetro digital, respectivamente. Já para as sementes, foi determinado o peso, comprimento, largura e espessura individual de uma amostra de 200 sementes, utilizando como equipamento de auxílio balança analítica e paquímetro digital. Considerou-se como comprimento a porção compreendida entre a porção basal e a apical tanto para o fruto como para semente. A largura e a espessura foram medidas na parte intermediária da semente.

Os dados foram distribuídos segundo sua frequência percentual e representados graficamente por um histograma utilizando a estatística descritiva com auxílio do programa estatístico Sisvar.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A análise da biometria dos frutos indicou que a média foi de 5,85g, 32,9 mm e 18,9 mm, desvio padrão de 1,25, 2,97 e 1,66 e coeficiente de variação de 21,44, 9,02 e 8,75% para peso, comprimento e diâmetro, respectivamente.

Tabela 1. Caracterização biométrica do peso, comprimento e largura de frutos de *Prasodia lactescens*.

Variável Analisada	Média	Desvio padrão	Variância	CV%	Máximo	Mínimo
Peso	5,85 g	1,25	1,57	21,44	9,30	3,23
Comprimento	32,9 mm	2,97	8,82	9,02	39,9	26,8
Diâmetro	18,9 mm	1,66	2,76	8,75	22,88	14,87

Essa variação para o peso pode estar associada a variação fenotípica, que sofre influência direta dos fatores ambientais que não são controlados, idade da planta, carga genética e as ações antrópicas (SILVA et al., 2001). Com isso, pode-se supor que a influência ambiental sobre o peso dos frutos é maior do que sobre as demais variáveis analisadas.

As sementes de buranhém, apresentaram menores variações em suas características biométricas (Tabela 2). Com média de 1,26 g; 23,7 mm, 11,0 mm e 8,40 mm para peso, comprimento, largura e espessura, respectivamente.

Tabela 2. Caracterização biométrica do peso, comprimento, largura e espessura de sementes *Prasodia lactescens*.

Variável Analisada	Média	Desvio padrão	Variância	CV%	Máximo	Mínimo
Peso	1,26 g	0,18	0,03	14,58	2,00	0,81
Comprimento	23,7 mm	2,26	5,14	9,53	28,35	2,37
Largura	11,0 mm	0,95	0,91	8,64	20,20	8,70
Espessura	8,40 mm	0,52	0,28	6,30	10,75	6,74

A distribuição da frequência relativa para o peso dos frutos de *P. lactescens* encontra-se na Figura 1(PF). As classes variaram de 3,23 g com (1,5%) a 9,30 g (0,5%) para todos os frutos analisados, mas as classes de frequência que apresentaram maiores quantidades de frutos (18,5%) foi a classe de 5,99 g.

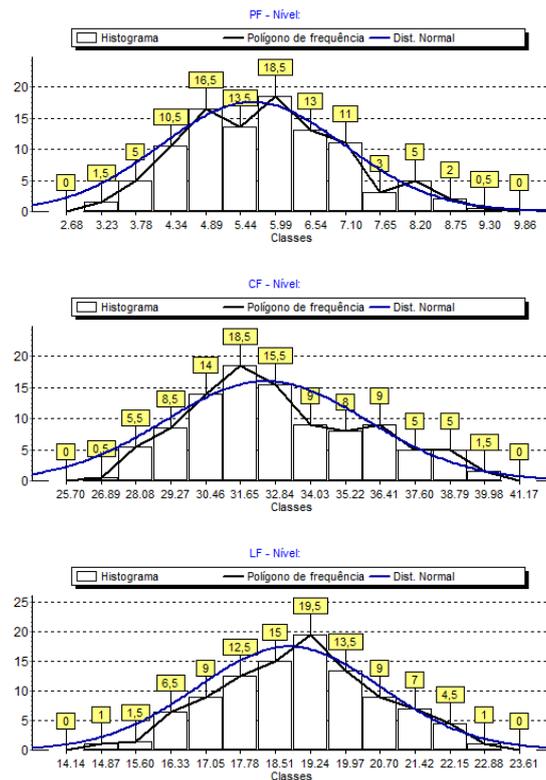
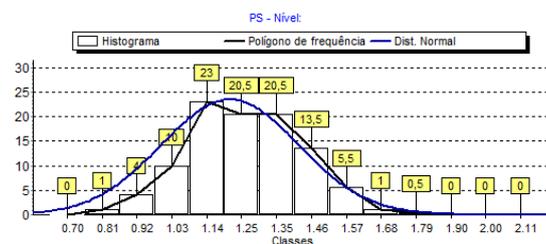


Figura 1. Frequência relativa do peso (PF), comprimento (CF) e diâmetro (LF) (mm) dos frutos de *Pradosia lactescens*.

O comprimento variou de 26,89 a 39,98 mm (Figura 1CF) e o diâmetro de 14,87 a 22,88 mm (Figura 1LF). Predominaram frutos cujos comprimentos e diâmetros variaram de 31,65 mm (18,5%) a 32,84 mm (15,5%) e 18,51 mm (15%) a 19,24 mm (19,5%), respectivamente.

O peso das sementes (Figura 2 PS) distribuiu-se principalmente em três classes, que representaram 64% das sementes amostradas, concentrando na classe de 1,14 (23%), 1,25 (20,5%) e 1,35 g (20,5%). Foi verificado que o comprimento longitudinal das sementes se concentrou em apenas uma classe (23,63), representando 51% da frequência observada (Figura 2 CS). Já para a largura das sementes obteve-se concentração em duas classes 10,79 e 18,11 mm, representando 46,5% e 51%, respectivamente (Figura 2 LS).



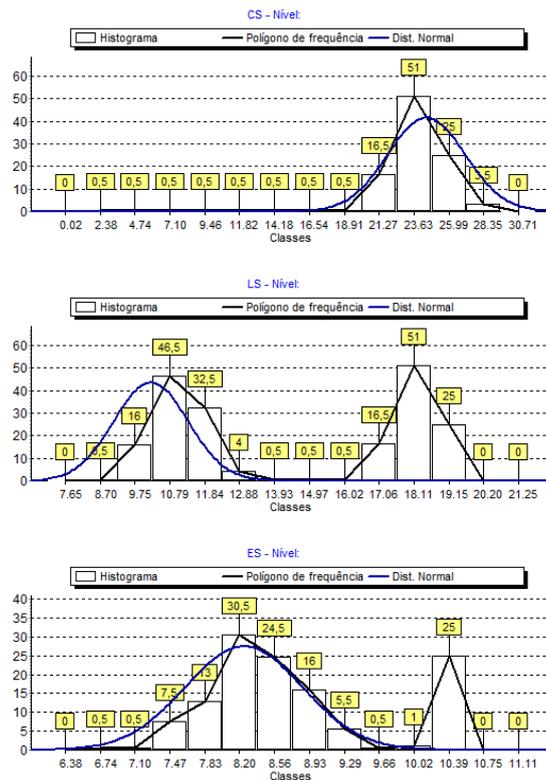


Figura 2. Frequência relativa do peso (PS), comprimento (CS), lagura (LS) e espessura (ES) de sementes de *Pradosia lactescens*.

Analisou-se a distribuição da espessura das sementes de buranhém, observou-se que as sementes apresentaram espessura distribuída em três classes que correspondeu a 80% das sementes mensuradas, sendo as classes de 8,20 (30,5%), 8,56 (24,5%) e 10,39 (25%) (Figura 2 ES). O tamanho das sementes está relacionado à quantidade de reservas de nutrientes que estas contêm. Sementes com uma quantidade maior de nutrientes tendem a produzir plântulas mais vigorosas que resistem melhor a condições ambientais adversas (SILVA e CARVALHO, 2008).

Provavelmente, esta variabilidade dentre os parâmetros analisados está de acordo com a variabilidade genética que ocorre dentro da mesma espécie, além disso, para as espécies arbóreas tropicais existe uma grande variabilidade relativa ao tamanho dos frutos e peso de sementes (GUSMÃO et al., 2006). Segundo Camargo et al. (2010) essa alta variabilidade pode estar associada às características genéticas das diferentes matrizes, mesmo sendo oriundos de indivíduos de mesma população e estando, sujeitos a condições ambientais semelhantes. Assim, o conhecimento acerca da variação biométrica de caracteres de frutos e sementes serve de base para formação de bancos de germoplasma e para o melhoramento dessas características, seja no sentido de aumento ou uniformidade, podendo ser exploradas por programas de restauração e recuperação de áreas degradadas.

CONCLUSÕES

Existe variação nas características biométricas dos frutos de buranhém, especialmente em relação ao peso. Frutos de tamanhos e massa média superiores podem ser indicativos importantes para seleção de matrizes. A variação no tamanho das sementes demonstra que a espécie tem alto potencial genético para a conservação de germoplasmas e coleta de sementes para produção de mudas para restauração de áreas.

REFERÊNCIAS

Almeida EB, Jr Lima LF, Lima PB, Zickel CS. Descrição morfológica de frutos e sementes de *Manilkara salzmannii* (Sapotaceae). Floresta. 2010; 40(3): 535-540.

Carvalho JEU, Nazaré RFR, Liveira WM. Características físicas e físico-químicas de um tipo de bacuri (*Platonia insignis* Mart.) com rendimento industrial superior. Revista Brasileira de Fruticultura. 2003; 25(2): 326-328.

Carvalho NM, Nakagawa J. Sementes: ciência, tecnologia e produção. 5. ed. Jaboticabal: FUNEP. 2012. 590 p.

Camargo FF, Costa RB, Resende MDV, Roa RAR, Rodrigues NB, Santos LV, et al. Variabilidade genética para caracteres morfométricos de matrizes de Castanha-do-Brasil da Amazônia Mato-grossense. Acta Amazonica. 2010; 40(4): 705-710.

Figliolia MB, Kageyama PY. Ecofisiologia de sementes de *Inga uruguensis* Hook. et Arn. em condições de laboratório. Revista do Instituto Florestal. 1995; 7(1): 91-99.

Gusmão E, Vieira FA, Fonseca Júnior EM. Biometria de frutos e endocarpos de Murici (*Byrsonima verbascifolia* Rich. ex A. Juss.). Cerne. 2006; 12(1): 84-91.

Lorenzi H. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa: Plantarum. 2009; 3: 436p.

Silva RSM, Chaves LJ, Naves RV. Caracterização de frutos e árvores de cagaita (*Eugenia Dysenterica* DC.) no sudeste do estado de Goiás, Brasil. Revista Brasileira de Fruticultura. 2001; 23(2): 330-334.

Silva BMS, Carvalho NM. Efeitos do estresse hídrico sobre o desempenho germinativo da semente de faveira (*Clitoria fairchildiana* R.A. Howard. – Fabaceae) de diferentes tamanhos. Revista Brasileira de Sementes. 2008; 30(1): 55-65.

Silva AVC, Soares ANR, Ledo AS, Costa TS, Almeida CS, Amorim JAE, et al. Uses and technological prospects for the mangaba, a native fruit of Brazil. African Journal of Biotechnology. 2017; 16(1): 302-311.

Tabarelli M, Aguiar AV, Ribeiro MC, Metzger JP, Peres CA. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation*. 2010; 143(10): 2328-2340.

AValiação DA ESPESSURA DA LITEIRA DE UMA FLORESTA SECUNDÁRIA NO ESTÁDO DO PARÁ, AMAZÔNIA ORIENTAL

Hélio Brito Dos Santos Júnior¹; Vanilza Marques Miranda²; Rodrigo De Souza Santos Chaves²; Sara Do Socorro Silva Farias²; Francisco De Assis Oliveira³

RESUMO: O objetivo deste trabalho foi avaliar as espessuras do estoque de liteira em uma floresta secundária de 32 anos na Amazônia oriental, sob diferentes tratamentos. O estudo foi realizado em três ecossistemas que tiveram quatro (4) parcelas por tratamentos (controle, remoção de liteira e irrigação). Para a análise da espessura foi utilizado um coletor metálico de 25 x 25 cm e uma régua, sendo coletados 10 amostras por parcelas, totalizando 40 amostras por tratamento. Na análise estatística foi utilizado um delineamento inteiramente casualizados (DIC) com 40 repetições por tratamento. Todos os dados foram submetidos ao teste de normalidade com base nos critérios de $p > 0,05$ no teste de Shapiro-Wilk. A espessura da liteira do tratamento de remoção (2,06 cm) foi estatisticamente diferente e superior ao controle (1,55 cm) e irrigação (1,55 cm) a nível de $p < 0,01$. Conclui-se que o entendimento da liteira é uma importante aliada para o reestabelecimento de uma floresta podendo ser usada como alternativa para implantação de projetos de recuperação de fragmento.

Palavras chave: Serapilheira; restauração; sucessão ecológica.

INTRODUÇÃO

A liteira pode ser definida como todo material vegetal recém caído na parte superficial da floresta, constituído de folhas, fragmentos de casca, galhos, flores, inflorescências, frutos e restos vegetais não identificáveis (LONGHI et al., 2011).

Inúmeros fatores bióticos e abióticos afetam a produção e consequentemente a espessura, destacando-se a tipologia vegetal, estágio sucessional da floresta, características edáficas, temperatura, precipitação pluviométrica, altitude, latitude e disponibilidade hídrica (ZHANG et al., 2014). Para Vasconcelos e Luizão (2004), a composição florística é o que mais afeta.

Segundo Massoca et al. (2012) a importância da vegetação secundária vem crescendo não somente pelo aumento de sua extensão, mas pelo auxílio nos serviços ambientais como, por exemplo, a absorção do carbono atmosférico, fixando-o como biomassa durante o crescimento da vegetação; e a proteção dos solos contra a lixiviação e erosão, contribuindo com a regulação dos ciclos hidrológicos e a qualidade da água

¹Mestrando em Ciências Florestais pela Universidade Federal Rural da Amazônia;

²Graduando em Engenharia Florestal pela Universidade Federal Rural da Amazônia;

³Prof. Dr da Universidade Federal Rural da Amazônia.

nas bacias hidrográficas. Desta forma, o conhecimento dos ecossistemas e das propriedades físicas da liteira é fundamental para uma restauração bem-sucedida. Assim o objetivo deste trabalho foi avaliar as espessuras do estoque de liteira em uma floresta secundária na Amazônia oriental, sob diferentes tratamentos.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em uma área de floresta secundária de 32 anos, localizada na Estação Experimental de Piscicultura de Água Doce da microbacia do rio Praquiara. Na estação pertencente a Universidade Federal Rural da Amazônia – UFRA (1 °19’S, 47 °57’W) município de Castanhal, nordeste do Estado do Pará (RANGEL-VASCONCELOS et al., 2005).

O clima, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Am3, com precipitação pluviométrica média anual de 2000 a 2500 mm, com a época mais chuvosa de dezembro a maio (RANGEL-VASCONCELOS et al., 2005). Os solos da região são no geral denominados como Latossolos Amarelos Distróficos de Fase Rochosa I (Concrecionário, Laterítico) apresentando baixa fertilidade natural e leve laminar erosão (TENÓRIO et al., 1999).

Delineamento Experimental

Segundo Lima et al. (2010), após ciclos cultivo itinerante e pousio, início-se o rebrotamento da floresta em estudo no ano de 1987; em 1999 quando a floresta tinha 12 anos de idade foram instaladas 12 parcelas de 20 x 20 m, distribuídas em quatro parcelas replicadas para o tratamento de irrigação (IRR), quatro parcelas para o tratamento de remoção de serapilheira (REM) e quatro parcelas deixada sem tratamento servindo de controle (CTL). Os tratamentos foram aplicados durante 8 anos e após 12 anos sem o uso, foi realizado o estudo nas mesmas parcelas (Figura 1), para verificar como encontra-se a espessura do estoque da liteira.

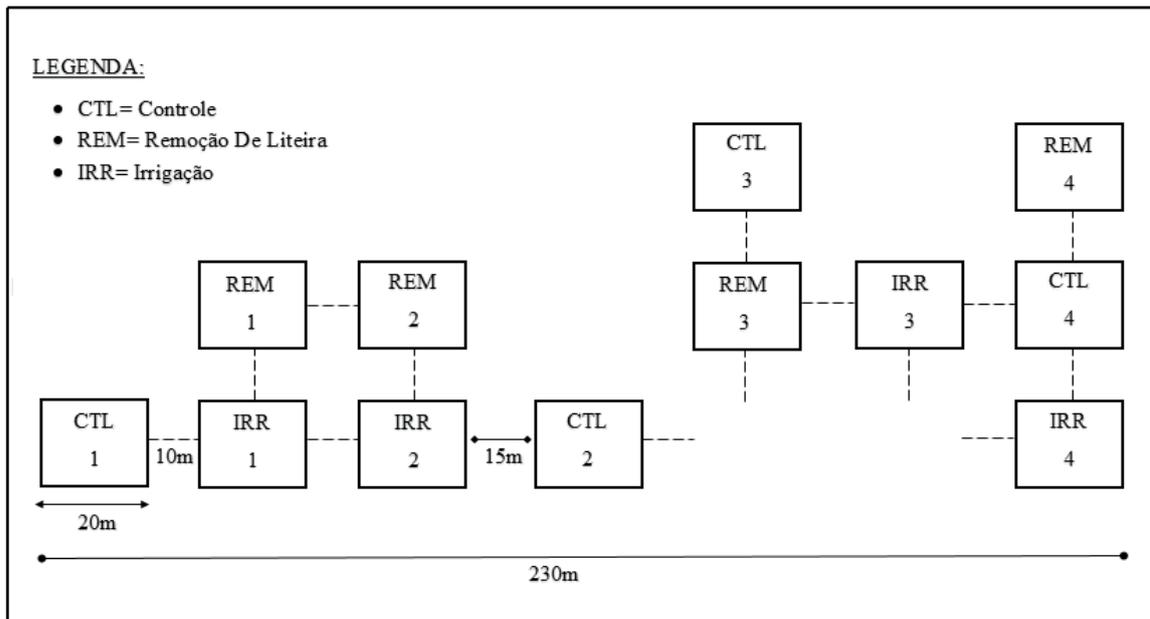


Figura 1. Delineamento experimental da área de Estudo

A espessura da liteira foi mensurada, utilizando um coletor metálico de 25 x 25 cm e uma régua, foram coletadas 10 amostras por parcelas totalizando 40 amostras por tratamento. As mensurações em cada amostra foram realizadas em quatro leituras conforme a equação:

$$\varepsilon = \frac{\sum_{i=j}^n L}{n}$$

Onde: ε = estimativa espessura (mm) da liteira; L_i = leitura da espessura em cada lado do coletor metálico (mm); e n = número de leituras por amostra.

Para a análise estatística foi utilizado um delineamento inteiramente casualizados com 40 repetições por tratamento. Todos os dados foram submetidos ao teste de normalidade com base nos critérios de $p > 0,05$ no teste de Shapiro-Wilk para que assim seja realizado a ANOVA. Havendo diferença entre os tratamentos, comparar-se-á as médias pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A espessura da liteira do tratamento remoção (2,06 cm) foi estatisticamente diferente e superior a controle (1,55 cm) e irrigação (1,55 cm) a nível de $p < 0,01$ (Figura 2). E isto pode estar relacionado com a maior produção de biomassa, pois como houve interrupção de nutrientes o fragmento pode ainda estar se recuperando. Para Mateus et al. (2013) a produção da litteria nas florestas em desenvolvimento pode ser superior à das florestas maduras, pois apresentam espécies decíduas e composição florística diversificada. Dessa forma, eles afirmam que a taxa de acumulação da litteria no período

de maior crescimento do povoamento pode constituir um diferencial na restauração florestal espontânea, justamente quando as plantas mais necessitam de nutrientes e serviços ecossistêmicos, para facilitar o ingresso de novas espécies.

Segundo Rodrigues et al. (2010) a liteira é importante por atuar na superfície do solo como um sistema de entrada e saída, recebendo entradas via vegetação e, por sua vez, decompondo-se e suprindo o solo e as raízes com nutrientes e matéria orgânica, sendo essencial na restauração da fertilidade do solo em áreas em início de desenvolvimento ecológico.

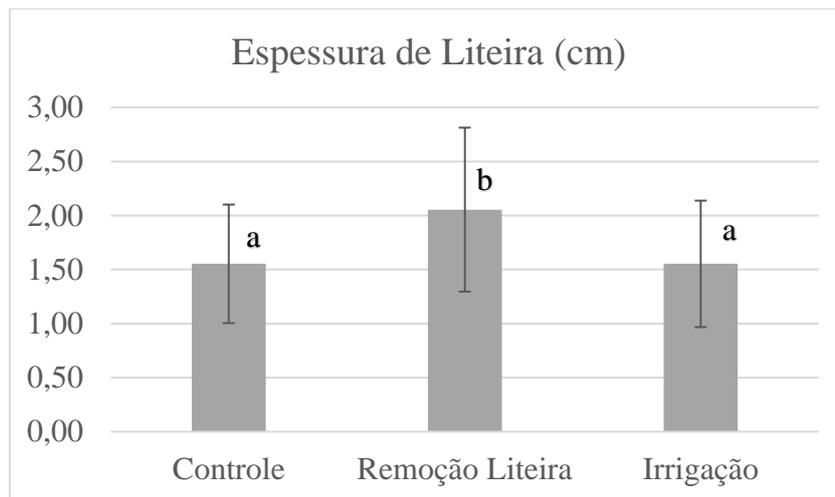


Figura 2. Espessura da liteira (cm) entre os tratamentos.

A igualdade das espessuras dos tratamentos controle e irrigação mostra que não há mais vestígio residuais no tratamento controle e evidencia a maturidade da floresta, pois a espessura está diretamente relacionada com a decomposição da biomassa. Estudo de Carneiro (2014), mostra que a medida que as folhas, galhos e raízes vão sendo incorporados à liteira e sofrem o processo de decomposição, ocorre liberação de nutrientes ao solo e, conseqüentemente, sua disponibilização para as plantas e diminuição da espessura.

CONCLUSÕES

O tratamento de remoção de liteira ainda apresenta vestígio residuais e isto mostra que o entendimento sobre a liteira é uma importante aliada para o reestabelecimento de uma floresta podendo ser usada como alternativa para implantação de projetos de recuperação de fragmento.

AGRADECIMENTOS

A CAPES e ao Programa de pós-graduação em Ciências Florestas da Universidade Federal Rural da Amazônia, pelo incentivo em ensino e pesquisa fornecidos a esse estudo. Ao Laboratório de Manejo de Ecossistemas e Bacias

Hidrográficas, pelo apoio logístico, ensinamentos e aos colegas de trabalho que constantemente incentivam o saber científico.

REFERÊNCIAS

Carneiro ACP. Capacidade De Retenção Hídrica Da Serapilheira De Clones De Eucalipto. Monografia, Universidade Federal De Mato Grosso-UFMG, Cuiabá, MT. 2014; p.22.

Lima, T. T. S.; Miranda, I. S.; Vasconcelos, S. S. Effects of water and nutrient availability on fine root growth in eastern Amazonian forest regrowth, Brazil. *New Phytologist*. 2010; 187: 622-630.

Longhi RV, Longhi S J, Chami LB, Watzlawick LF, Ebling AA. Produção De Serapilheira E Retorno De Macronutrientes Em Três Grupos Florísticos De Uma Floresta Ombrófila Mista, RS. *Ciência Florestal*. 2011; 21(4); 699-710.

Massoca PES, Jakovac ACC, Bentos TV, Williamson GB, Mesquita RCG. Dinâmica e trajetórias da sucessão secundária na Amazônia central. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais*. 2012; 7(3): 235-250.

Rangel-Vasconcelos LGT, Zarin DJ, Carvalho CJR, Santos MMLS, Vasconcelos SS, Oliveira FA. Carbono, nitrogênio e atividade da biomassa microbiana de um solo sob vegetação secundária de diferentes idades na Amazônia oriental. *Revista de Ciências Agrárias, Belém*. 2005; 44: 49-63.

Rodrigues BD, Martins SV, Leite HG. Avaliação Do Potencial Da Transposição Da Serapilheira e do Banco de Sementes do Solo Para Restauração Florestal em Áreas Degradadas. *Revista Árvore*. 2010; 34(1): 65–73.

Tenório ARDM, Graça JJDC, Góes JEM, Mendez JGR, Gama JRMF, Silva PROD, et al. Mapeamento dos solos da estação de piscicultura de Castanhal, PA. *FCAP Informe Técnico*. 1999; 25: 5–26.

Vasconcelos HL, Luizão FJ. Litter production and litter nutrient concentrations in a fragmented Amazonian landscape. *Ecological Application*. 2004; 14(3): 884–892.

Zhang H, Yuan W, Dong W, Liu S. Seasonal patterns of litterfall in forest ecosystem worldwide. *Ecological Complexity*. 2014; 20(1): 240-247.

AVALIAÇÃO DA PAISAGEM DE ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM PERNAMBUCO

Marília Isabelle Oliveira da Silva¹; Luiz Carlos Marangon²; Ana Lícia Patriota Feliciano²; Lidiana Nayara Ralph¹; Diogo José Oliveira Pimentel¹.

RESUMO: Ao analisar a paisagem pode-se compreender como o processo de restauração florestal pode ser favorecido. Nesse sentido, o objetivo do trabalho foi analisar atributos da paisagem na qual duas áreas em processo de restauração e um fragmento de referência da Mata Atlântica estão inseridos, visando compreender como a paisagem pode contribuir com o reestabelecimento dos processos ecológicos. O estudo envolve duas áreas em restauração (AR1 e AR2) e um ecossistema de referência (ER), localizados na Zona da Mata Norte de Pernambuco. Em cada área de estudo foram instaladas 20 parcelas permanentes (250 m²) e nestas realizada a análise do relevo e da presença das rochas. Com base em imagens de satélite, foi analisada a matriz predominante na paisagem e a conectividade entre as áreas de estudo. Os resultados evidenciaram que as condições de relevo e rochosidade dos ambientes estudados não devem afetar o reestabelecimento da vegetação, no entanto, foi notória a predominância de uma matriz impermeável (cana-de-açúcar) e a ausência de fragmentos que conectem e favoreçam a restauração das áreas de estudo. Assim, infere-se que é provável que a paisagem possua baixa resiliência e então contribua minimamente com o reestabelecimento dos processos ecológicos nas áreas, devido às dificuldades de trocas gênicas. Para obtenção de um diagnóstico mais completo do processo de restauração sugere-se que sejam considerados outros indicadores ecológicos relacionados à vegetação.

Palavras-chaves: diagnóstico; indicadores; relevo; rochosidade; matriz.

INTRODUÇÃO

Conhecer o contexto espacial da paisagem, identificar os remanescentes da vegetação, bem como, analisar os possíveis corredores ecológicos que se conectam com a área alvo, auxiliam na concepção de estratégias mais eficientes e menos onerosas para ¹os projetos de restauração ecológica (PIOVESAN et al. 2013). Por isso, compreender

¹ Doutoranda no Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco (PPGCF-UFRPE);

² Docente do Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco (PPGCF-UFRPE).

a paisagem onde áreas em processo de restauração estão inseridas contribui diretamente para o sucesso das ações.

A avaliação da restauração florestal deve ocorrer por meio da análise de indicadores ecológicos que, de acordo com SER (2004), deve considerar três atributos básicos do ecossistema: composição, estrutura e função. No entanto, devido à importância da paisagem no processo de restauração, há estudos (FONSECA, 2011; GRUGIKI, 2018) que já consideram os indicadores de paisagem, sendo aqueles atributos que expressam a configuração e as características físicas básicas do ambiente onde a área de restauração está localizada.

Ao analisar a paisagem pode-se compreender como o processo de restauração pode ser favorecido ou não. De acordo com Kupfer et al. (2006), uma floresta matriz afeta remanescentes, aumentando a área dos remanescentes adjacentes, atuando para recuperação da borda, reduzindo o isolamento e aumentando sua permeabilidade.

Nesse sentido, o objetivo do trabalho foi analisar atributos da paisagem na qual duas áreas em processo de restauração e um fragmento de referência da Mata Atlântica estão inseridos, visando compreender como a paisagem pode contribuir com o reestabelecimento dos processos ecológicos.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em três áreas localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho, na Zona da Mata Norte do estado de Pernambuco. A classificação do clima da região é do tipo As, de acordo com a Köppen-Geiger; a temperatura média anual igual a 24.2°C e a pluviosidade média anual de 989 mm (ALVARES et al., 2013). A tipologia da vegetação nativa da região é do tipo Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2012).

Em 2008 foi iniciado o plantio de mudas em áreas ciliares da região, visando a conversão das áreas degradadas em Áreas de Preservação Permanente (APP). Na ocasião, a técnica de restauração adotada foi plantio total com espécies arbóreas, em um espaçamento de 3 x 3 m, restaurando-se, em média, 6 hectares (ha) de mata ciliar do Engenho Conceição (AR1) e 5 ha na área conhecida como Petribú I (AR2). Historicamente, a AR1 era utilizada como pasto para os animais de comunidades vizinhas, enquanto que, na AR2, havia o cultivo da cana-de-açúcar.

O Ecossistema de Referência (ER) foi selecionado com base nas recomendações da Sociedade Internacional para Restauração Ecológica (SER, 2004), sendo um fragmento florestal inserido no mesmo contexto local das áreas em restauração, com condições ambientais semelhante e submetido às mesmas pressões antrópicas.

Metodologia

Em cada área de estudo (AR1, AR2 e ER) foram instaladas 20 parcelas permanente de 10 x 25 m (250m²), onde foi realizada a análise dos indicadores de paisagem.

Os indicadores Relevo e Rochosidade foram avaliados dentro de cada parcela, sendo sua avaliação extrapolada para área completa. A avaliação destes dois indicadores baseia-se na metodologia de Fonseca (2011), sendo feita da seguinte forma:

- Relevo: de acordo com a forma predominante na paisagem, o relevo foi classificado como: i) plano – predominantemente plano ou com declives muito suaves; ii) suavemente ondulado – predominantemente com declínios suaves; iii) fortemente ondulado – predominância de declives acentuados.

- Rochosidade: esse indicador fornece informações sobre a influência das rochas sobre o estabelecimento dos processos ecológicos, cuja avaliação seguiu os seguintes critérios: i) nenhuma – ausência de rocha; ii) pouca – menos de 25% da área com rochas; iii) média – de 25 a 30% da área com rochas; iv) alta – mais de 50% da área com rochas.

- Matriz predominante: para detectar a matriz que predomina na paisagem foi realizada uma avaliação local das áreas, bem como, uma análise a partir de imagens de satélite do ano de 2015 (Google Earth), dentro de um buffer de 5km ao redor das áreas de estudo. A partir desta mesma análise foi possível determinar a distância entre as áreas de estudo bem como a conectividade entre as manchas na paisagem. Tanto a obtenção das imagens como a análise dos atributos foi feita com auxílio do software QGis 2.10.1.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A análise realizada a partir dos indicadores de paisagem objetivou caracterizar o cenário onde as áreas em restauração estão se estabelecendo, uma vez que a condição da paisagem pode favorecer ou prejudicar esse processo.

Em relação ao relevo, verificou-se que as duas áreas em processo de restauração possuem relevo plano, e que no ER o relevo varia de plano a levemente ondulado. Essa análise do relevo permite compreender aspectos do solo que podem, futuramente, comprometer o desenvolvimento das espécies, a partir da ocorrência de processos erosivos, da baixa retenção de umidade, lixiviação de nutrientes, entre outros. Segundo Magnago et al. (2012), relevos com declividade acentuada estão mais propícios a processos erosivos, influenciando diretamente na sucessão ecológica, uma vez que determinam as condições de luminosidade e umidade do local. Então, pode-se afirmar que nas ARs, as condições do relevo não afetam o desenvolvimento das espécies e nem a ocorrência de processos ecológicos como, por exemplo, a germinação das sementes do banco do solo.

Em relação à rochosidade, observou-se que não há predominância de rochas nas ARs nem no ER. É importante salientar que, em grande quantidade, a presença de rochas pode prejudicar o estabelecimento dos espécimes, requerendo uma seleção de plantas adaptadas a esta condição de solo pouco desenvolvido; o que não foi observado nas áreas do presente estudo.

A partir da análise das imagens de satélite, viu-se que o ER está localizado entre as áreas em restauração, distando de 2,7 km do início da AR1 e de 1,5 km da AR2. Foi possível verificar que a matriz predominante é a cana-de-açúcar e que há ausência de manchas entre as áreas de estudo (Figura 1).



Figura 1. Imagem aérea da paisagem onde estão inseridas as áreas de estudo (AR1, AR2 e ER), localizadas entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho – PE.

Ao verificar tal situação, é possível inferir que, pela predominância de uma matriz impermeável (cana-de-açúcar) e a ausência de fragmentos que conectam as áreas, é provável que a paisagem possua baixa resiliência, contribuindo minimamente com a restauração das áreas devido às dificuldades de trocas e fluxo gênico entre os ecossistemas. De acordo com Piovesan et al. (2013), a conectividade entre os fragmentos e a permeabilidade de suas matrizes são atributos da paisagem importantes de serem analisados, pois destes dependem o fluxo de animais entre os fragmentos, o que possibilita que as populações dos diferentes fragmentos se comportem como populações contínuas, favorecendo assim o fluxo gênico e reduzindo a chance de extinção local.

Alguns autores (LYRA-JORGE; CIOCHETI; PIVELLO, 2008; FRANKLIN; LINDENMAYER, 2009; SANTOS-FILHO et al., 2012) destacam que a permeabilidade da matriz está associada à habilidade de uso e de movimento das espécies animais na matriz. Assim, quanto mais impermeável, maior a dificuldade de troca gênica entre os ambientes florestais.

Em relação às características da matriz, Santos-Filho et al. (2012) ressaltam que ambientes onde predominam a monocultura de cana-de-açúcar são hostis para a biodiversidade dos organismos florestais, afirmando ainda, que a matriz determina as condições em que os fragmentos florestais estão expostos, bem como, a eficiência da dispersão de espécies florestais e a abundância de recursos disponíveis. Contudo, pode-se inferir que a paisagem onde estão inseridas as áreas em restauração e o ecossistema

de referência pode não favorecer o reestabelecimento dos processos ecológicos, devido ao tipo de matriz que predomina e a ausência de conectividade entre áreas.

CONCLUSÕES

Diante dos resultados pode-se concluir que as condições de relevo e rochosidade observadas não devem afetar o reestabelecimento da vegetação nas áreas em restauração. Por outro lado, a matriz que predomina na paisagem é considerada impermeável, o que pode dificultar as trocas gênicas entre os ambientes e, conseqüentemente, o reestabelecimento dos processos ecológicos. Por fim, ressalta-se que considerar outros indicadores relacionados à vegetação pode contribuir para um diagnóstico mais completo do processo de restauração.

REFERÊNCIAS

Alvares CA et al. Koppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*. 2013; 22(6): 711–728.

Fonseca VHC. Seleção de indicadores ecológicos para avaliação de planos de restauração de áreas degradadas. 2011. 86 f. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação) – Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2011.

Franklin JF, Lindenmayer DB. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. *PNAS*, [S.l.]. 2009; 106: 349-350.

Grugiki MA. Avaliação e manejo adaptativo em áreas sob processo de restauração florestal. 2018. 138 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2018.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 271p.

Kupfer JA, Malanson GP, Franklin SB. Not seeing the ocean for the islands: The mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography*. 2006; 15: 8-20.

Lyra-Jorge MC, Ciocheti G, Pivello VR. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. *Biodiversity Conservation*. 2008; 17: 1573-1580.

Magnago LFS, et al. Os processos e estágios sucessionais da mata atlântica como referência para a restauração florestal. In: Martins SV (Ed): *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*, Viçosa, MG: Editora UFV. 2012; p. 69-100.

Piovesan JC, Hataya R, Pinto-Leite CM, Rigueira DMG, Mariano Neto E. Processos ecológicos e a escala da paisagem como diretrizes para projetos de restauração ecológica. *Revista Caititu*. 2013; 1(1): 57–72.

Santos-Filho M, et al. Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. *Biodiversity Conservation*. 2012; 21(1): 1127-1147.

SER - Society For Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Tucson: Society for Ecological Restoration International, 2004. Disponível em: <<http://www.ser.org/docs/default-document-library/english.pdf>>.

AValiação de Grupos Sucessionais em Áreas de Restauração Florestal e Ecossistema de Referência, Mata Atlântica de Pernambuco

Marília Isabelle Oliveira da Silva¹; Lidiana Nayara Ralph¹; Shyrlaine Lilian Moura Leão¹; Luiz Carlos Marangon²; Ana Lícia Patriota Feliciano²

RESUMO: A classificação de espécies em grupos sucessionais permite a obtenção de informações sobre a autoecologia das espécies bem como do estágio de sucessão ecológica de um ambiente. Por isso, tal classificação tem sido usada como um indicador ecológico na avaliação da restauração florestal. Nesse sentido, o objetivo do trabalho foi analisar os grupos sucessionais presentes nas áreas em processo de restauração e em um ecossistema de referência da Mata Atlântica em Pernambuco, visando compreender o estágio de sucessão ecológica dos ambientes. Para tanto, foram analisadas duas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e um ecossistema de referência da Mata Atlântica (ER), ambos localizados na Zona da Mata Norte do Estado de Pernambuco. Em tais ambientes foram instaladas 20 parcelas permanentes (250 m²) e realizado o levantamento florístico e fitossociológico para identificação das espécies. Em seguida, tais espécies foram classificadas em pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e sem caracterização. Os resultados evidenciaram que mais de 60% das espécies que compõem AR1 e AR2 são pertencentes ao grupo das pioneiras e secundárias iniciais, permitindo inferir que nessas áreas há um maior número de espécies que se desenvolvem bem em clareiras e áreas degradadas, adequadas para o início do processo sucessional. No ER foi observado o predomínio de espécies secundárias iniciais (44%) e o mesmo percentual (21%) de pioneiras e secundárias tardias, permitindo inferir que tal ambiente encontra-se em estágio sucessional diferente as ARs. Sugere-se que monitoramentos futuros continuem sendo realizados para acompanhar a trajetória das áreas em restauração.

Palavras chave: ecologia; recuperação; monitoramento; processos ecológicos; sucessão ecológica.

INTRODUÇÃO

O termo sucessão ecológica refere-se ao processo de alterações graduais e progressivas em um ecossistema, resultante da ação de fatores abióticos sobre os organismos e da reação destes (MARTINS, 2013). Para Odum (1969), a sucessão

¹ Pós-graduanda do Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco (PPGCF-UFRPE);

² Docente do Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco (PPGCF-UFRPE).

ecológica pode ser definida de acordo com três parâmetros: (i) é um processo ordenado de desenvolvimento da comunidade que é razoavelmente direcional e, por conseguinte, previsível; (ii) é o resultado de uma modificação do ambiente físico pela comunidade, isto é, a sucessão é comunidade controlada, embora o ambiente físico determine o padrão, a taxa de mudança, e muitas vezes estabelece limites sobre até que ponto pode ir o desenvolvimento; (iii) culmina em um ecossistema estabilizado, em que a biomassa máxima (ou alto conteúdo de informação) e simbiótica (função entre os organismos) são mantidas por unidade de fluxo de energia disponível.

A classificação das espécies em grupos sucessionais é uma ferramenta essencial para compreensão da sucessão ecológica (PAULA et al., 2004). De acordo com Gandolfi et al., (1995), as espécies que compõem uma floresta pode ser dividida em quatro grupos distintos: (i) Pioneiras, que são espécies altamente dependentes de luz que “não ocorrem no subosque, desenvolvendo-se em clareiras ou nas bordas da floresta”; (ii) Secundárias iniciais, que ocorrem em condições de sombreamento médio ou luminosidade não muito intensa, ocorrendo em clareiras pequenas, bordas de clareiras grandes, bordas da floresta ou no subosque não densamente sombreado; (iii) Secundárias tardias, que se desenvolvem no subosque em condições de sombra leve ou densa, podendo aí permanecer toda a vida, ou então, crescer até alcançar o dossel ou a condição de emergente; e as (iv) Sem caracterização, espécies que em função da carência de informações não puderam ser incluídas em nenhuma das categorias anteriores.

A utilização da classificação de espécies em grupos sucessionais tem o objetivo de aumentar o nível de informações sobre a autoecologia das espécies e assim contribuir para o entendimento da dinâmica da sucessão da vegetação a ser estudada seja em áreas de florestas, fragmentos florestais e/ou em projetos de restauração (MIRANDA NETO et al., 2012). Por isso, tal classificação tem sido usada como um indicador ecológico na avaliação de áreas em processo de restauração, uma vez que, auxilia na compreensão da sucessão ecológica.

Nesse sentido, o objetivo do trabalho foi analisar os grupos sucessionais presentes em áreas em processo de restauração e em um ecossistema de referência da Mata Atlântica em Pernambuco, visando compreender sobre a autoecologia das espécies e o estágio de sucessão ecológica dos ambientes.

MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho foi realizado em duas áreas em processo de restauração florestal (ARs) e em um fragmento florestal considerado ecossistema de referência (ER), os quais estão localizados entre os municípios de Lagoa de Itaenga e Paudalho, na Zona da Mata Norte de Pernambuco. A classificação do clima da região é do tipo As, de acordo com a Köppen-Geiger; a temperatura média anual igual a 24.2°C e a pluviosidade média anual de 989 mm (ALVARES et al., 2013). A tipologia da vegetação nativa da região é do tipo Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2012).

O processo de restauração das duas áreas teve início em 2008, quando foram plantadas espécies arbóreas em espaçamento 3 x 3 m. Na época, foram restaurados, em média, 6 ha de mata ciliar do Engenho Conceição (AR1) e 5 ha na área conhecida como Petribú I (AR2). O ER foi selecionado com base nas recomendações da Sociedade Internacional para Restauração Ecológica (SER, 2004), sendo um fragmento florestal inserido no mesmo contexto local das áreas em restauração, com condições ambientais semelhante.

Em cada área de estudo foram instaladas 20 parcelas permanente (10 x 25 m), onde foi realizado um levantamento florístico e fitossociológico. Na amostragem, foram considerados todos os indivíduos arbóreos com CAP \geq 15,0 cm e estes foram marcados, identificados e mensurados (altura e diâmetro). Para a identificação das espécies o sistema de classificação adotado foi o Angiosperm Phylogeny Group IV (APG, 2016).

As espécies identificadas a partir do levantamento florístico foram classificadas, de acordo com a proposta de classificação sucessional sugerida por Gandolfi et al. (1995), como: pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e sem caracterização. Tal classificação baseou-se em literaturas científicas (artigos, dissertações e teses) desenvolvidas em regiões de Mata Atlântica. Em seguida, foi avaliado qual grupo ecológico predominou nas áreas (%) e elaborados gráficos utilizando o Microsoft Office Excel 2010.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nas áreas de estudo foram encontradas 23, 31 e 43 espécies em AR1, AR2 e ER, respectivamente. Analisando os grupos sucessionais que predominaram nos ambientes estudados (Figura 1), pôde-se perceber predomínio de espécies pioneiras nas áreas em processo de restauração, sendo 48% e 45% em AR1 e AR2, respectivamente. No ER, as secundárias iniciais foi o grupo com maior número de espécies – equivalendo a 44%.

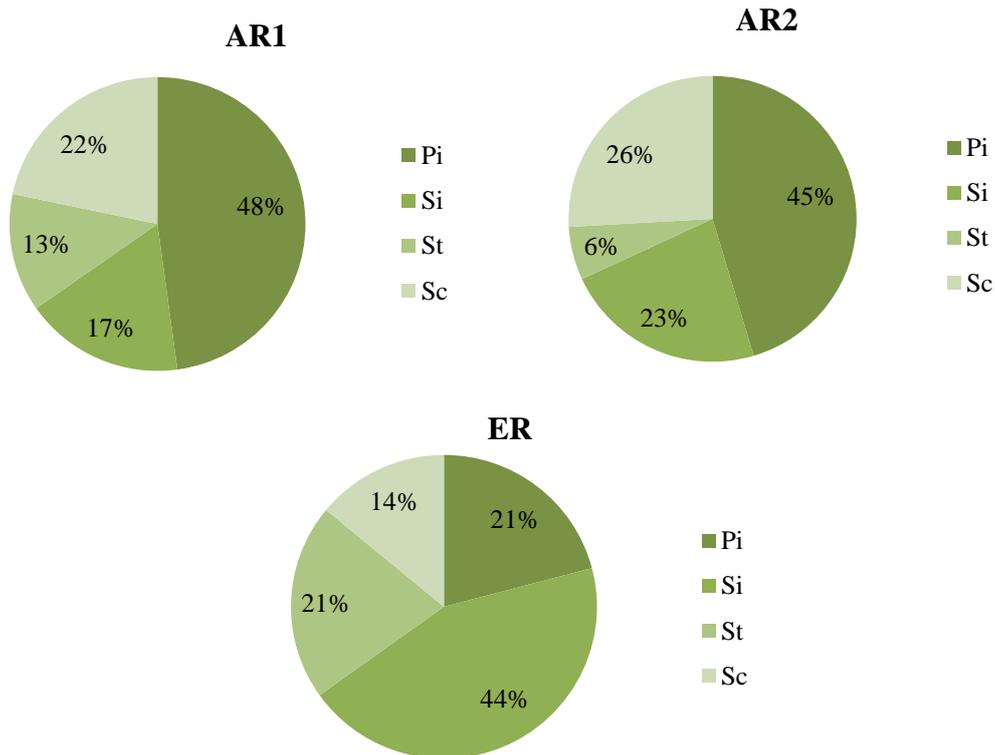


Figura 1. Grupos ecológicos observados nas áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) e no ecossistema de referência (ER) da Mata Atlântica, Zona da Mata Norte de Pernambuco (sendo: Pi: pioneira; Si: secundária inicial; St: secundária tardia; Sc: sem classificação).

Se somado o grupo das pioneiras com as secundárias iniciais nas ARs, nota-se que mais de 60% das espécies nos dois ambientes em restauração são de início de sucessão. Com essas características, pode-se inferir que nessas áreas há um maior número de espécies que se desenvolvem bem em clareiras e áreas degradadas, adequadas para o início do processo sucessional.

A utilização de espécies pioneiras nos plantios de restauração possibilita que a área apresente estrutura florestal em tempo mais curto, promovendo o fechamento do dossel e sombreamento para o sub-bosque, dificultando o desenvolvimento de herbáceas e gramíneas invasoras, evitando a competição com os regenerantes arbóreos (BRANCALION et al., 2009).

No ER, a quantidade de pioneiras foi igual a quantidade de espécies tardias (21%), o que permite inferir que o remanescente utilizado como referência está em um estágio de sucessão mais avançado do que as áreas em restauração (AR1 e AR2), sugerindo que as espécies iniciais da sucessão estão cedendo espaço para que as tardias se estabeleçam, sendo tal padrão esperado para ecossistemas mais conservados.

Cabe ressaltar que, apesar de haverem grupos predominantes, em todos os três ambientes há representantes dos outros grupos ecológicos e isso é um aspecto importante no contexto da restauração. Como dito por Martins (2013), a combinação de espécies de diferentes grupos ecológicos é fundamental nos projetos de restauração,

uma vez que, as espécies adaptadas a condições de maior luminosidade colonizam as áreas abertas e crescem rapidamente, fornecendo sombreamento suficiente para o estabelecimento das espécies mais tardias na sucessão, que darão sustentabilidade à floresta.

Entretanto, quando a densidade de espécies pioneiras é elevada e não está bem distribuída espacialmente, o desenvolvimento da área pode ser comprometido, pois essas espécies apresentam um curto ciclo de vida (15-20 anos), não garantindo a manutenção de dossel em longo prazo (MÔNICO, 2012). Por isso, a importância de ter espécies que possam dar continuidade ao processo, uma vez que, ao morrerem, as pioneiras formam clareiras que rapidamente podem ser cobertas por gramíneas invasoras, retardando a sucessão.

CONCLUSÕES

Diante dos resultados pode-se concluir que as áreas em processo de restauração (AR1 e AR2) estão compostas, em grande maioria, por espécies de início de sucessão, que suportam intensa quantidade de luz solar. Já o ER encontra-se em um estágio mais avançado de sucessão, apresentando mais espécies secundárias iniciais. Recomenda-se que sejam realizados monitoramento futuros para acompanhar a evolução da trajetória ecológica das áreas em restauração, bem como, para avaliar a necessidade da adoção de ações corretivas que visem favorecer o processo de restauração.

REFERÊNCIAS

Alvares CA et al. Koppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*. 2013; 22(6): 711–728.

APG IV - The Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 2016; 181: 1–20.

Brançalion PHS, Isernhagen I, Gandolfi S, Rodrigues R.R. Fase 2: plantio de árvores nativas brasileiras fundamentado na sucessão florestal. In: Rodrigues, R.R.; Brançalion, P.H.S.; Isernhagen, I. (Org.) Pacto para a restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. 3. ed. São Paulo: ESALQ, LERF; Instituto BioAtlântica. 2009; 1: p. 15-90.

Gandolfi S, Leitão Filho H, Bezerra CLF. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. *Revista Brasileira de Biologia*, São Paulo. 1995; 55(4): 753-767.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia E Estatística. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 271p.

Martins SV. Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. 3. ed. Viçosa: Aprenda Fácil, 2013.

Miranda Neto A., et al. Relações ecológicas entre estratos de uma área restaurada, com 40 anos, Viçosa-MG. *Floresta e Ambiente, Seropédica*. 2012; 19(4): 393-404.

Odum E.P. The strategy of ecosystem development. *Science, USA*. 1969; 164(3877): 262-270.

Paula A, Silva AF, Marco Júnior P, Santos FAM, Souza AL. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. *Revista Acta botânica brasílica, São Paulo*. 2004; 18(3): 407-423.

Mônico AC. Transferência de bancos de sementes superficiais como estratégia de enriquecimento de uma floresta em processo de restauração. 2012. 174 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2012.

SER - Society For Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. The SER International Primer on Ecological Restoration. Tucson: Society for Ecological Restoration International, 2004. Disponível em: <<http://www.ser.org/docs/default-document-library/english.pdf>>.

AValiação DO ÍNDICE DE SOBREVIVÊNCIA E CRESCIMENTO INICIAL DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM ÁREA DE PASTAGEM DEGRADADA

João Vitor Spala Viana¹; Thales Braga Capetine¹; Nilton Cesar Fiedler¹; Ana Paula Alcure Honório¹

RESUMO: A análise do estabelecimento inicial das mudas no campo constitui etapa fundamental para a seleção de espécies arbóreas nativas com maior potencial de se desenvolverem em condições adversas. Este estudo teve o objetivo de avaliar o crescimento inicial e a sobrevivência de espécies nativas da Mata Atlântica em plantios de recomposição em área de pastagem degradada no sul do estado do Espírito Santo. Selecionou-se 12 (doze) espécies quanto ao seu grupo sucessional, realizou-se o plantio de forma aleatória numa área de 720 m². A partir de janeiro de 2018 realizaram-se avaliações mensais de altura e monitoramento dos indivíduos para cálculo da sobrevivência. Dos 180 indivíduos implantados inicialmente neste estudo, a sobrevivência foi de 87,22%, considerando o grupo de preenchimento e de diversidade. As maiores taxas de crescimento foram verificadas para as espécies *Apeiba tibourbou* (105,39 cm) e *Clitoria fairchildiana* (88,80 cm). Quanto a sobrevivência, as espécies *A. tibourbou*, *Cariniana legalis*, *C. fairchildiana*, *Handroanthus impetiginosus*, *Jacaranda micranta* e *Zeyheria tuberculosa atingiram 100%*. De modo geral, as espécies exibiram uma enorme diversidade funcional, subjacente à variação nas taxas de crescimento e sobrevivência. A ampla congruência dessas variações com as condições edafoclimáticas e as condições restritas no solo fomentou o conceito de que as plantas estão bem adaptadas às suas circunstâncias locais.

Palavras chave: Silvicultura de espécies nativas; indicadores de restauração; recomposição; recuperação de áreas degradadas.

INTRODUÇÃO

Atualmente um dos maiores desafios impostos à preservação e à conservação do meio ambiente é a expansão das atividades antrópicas recorrentes da ocupação do meio natural (Moreira, 2015). Esses fatores incluem a perda da vegetação original compondo, pequenos fragmentos florestais e florestas secundárias (Ribeiro et al., 2009). Nesse aspecto, os programas de reflorestamento constituem estratégia fundamental para a recomposição vegetal de áreas degradadas (Menz, 2013), visando o estabelecimento das funcionalidades ecológicas e a manutenção da biodiversidade local (Hobbs e Harris, 2001, Kageyama et al., 2003).

No entanto, ainda existem muitos obstáculos ecológicos e tecnológicos para a

¹ Universidade Federal do Espírito Santo - Centro de Ciências Agrárias e Engenharias - Departamento de Ciências Florestais e da Madeira.

reestruturação da vegetação (Campoe et al., 2014). Quanto a definição das espécies a serem plantadas e o esquema de distribuição das mesmas, algumas questões devem ser consideradas: quantas e quais as espécies devem ser utilizadas, quantos indivíduos de cada espécie e qual o melhor arranjo para a distribuição das espécies, respeitando cada grupo sucessional.

Considerando as premissas expostas, este trabalho objetivou avaliar o potencial de sobrevivência e crescimento inicial de 12 (doze) espécies nativas do bioma Mata Atlântica, na recuperação de uma área de pastagem abandonada no sul do estado do Espírito Santo, avaliando o desempenho e sucesso no reestabelecimento.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O experimento foi realizado em uma propriedade rural, situada no município de Jerônimo Monteiro, sul do estado do Espírito Santo. O clima da região enquadra-se no tipo Cwa (inverno seco e verão chuvoso), de acordo com a classificação de Köppen, sendo a precipitação anual média de 1200 mm e temperatura média anual de 23°C (INCAPER, 2011).

Seleção das espécies

Utilizou-se como critério de seleção das espécies a definição de dois grupos de plantio, formados por espécies de preenchimento (pioneiras) que apresentam rápido crescimento e densa cobertura de copa e por espécies de diversidade (não pioneiras), as quais necessitam de sombreamento e condições microclimáticas necessárias.

Tabela 1. Espécies implantadas em área de pastagem degradada, município de Jerônimo Monteiro - ES.

Nome científico	Nome vulgar	Família	Grupo ecológico	Nº
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	Pau jangada	Malvaceae	P	40
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Orelha de negro	Fabaceae	P	32
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Ipê roxo	Bignoniaceae	P	5
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Caroba	Bignoniaceae	P	20
<i>Anadenanthera cf. macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	Angico vermelho	Fabaceae	D	16
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	Jequitibá rosa	Lecythidaceae	D	8
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	Sombreiro	Fabaceae	D	8
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Ipê amarelo	Bignoniaceae	D	6
<i>Handroanthus pentaphyllus</i> (L.) Mattos	Ipê rosa	Bignoniaceae	D	8
<i>Inga edulis</i> Mart.	Ingá	Fabaceae	D	5
<i>Psidium guajava</i> L.	Goiaba	Mirtaceae	D	26
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	Ipê preto	Bignoniaceae	D	6

Nota: Grupos ecológicos: P = Preenchimento e D = Diversidade.

Implantação das espécies na área de estudo

As mudas foram produzidas no Viveiro Florestal da área experimental florestal, pertencente ao Departamento de Ciências Florestais e da Madeira da Universidade Federal do Espírito Santo e, na época do plantio, em janeiro de 2018, apresentavam altura variando entre 30 a 40 cm, conforme a espécie.

A disposição do plantio foi efetivada de maneira aleatória, sob intervalo de espécies de preenchimento e de diversidade, totalizando-se 180 mudas numa área de 720 m². O espaçamento adotado foi de 2,0 x 2,0 m, conforme a metodologia adotada por Martins (2014). Durante o experimento, as mudas foram adubadas conforme necessidade nutricional do solo, com doses de 150g do formulado NPK 20-05- 19, no período de 30, 90 e 150 dias após o plantio. O plantio foi realizado em período chuvoso e após o plantio não foi realizado irrigação.

Coleta e análise dos dados

As variáveis analisadas foram o índice de sobrevivência e o crescimento em altura das espécies. Com base em Faria (2012), o índice de sobrevivência foi calculado 180 dias após o plantio, por meio da seguinte equação (1):

$$SC(\%) = \frac{N-n}{N} \times 100 \quad (1)$$

Onde: SC: percentagem de sobrevivência em campo; N: número total de mudas plantadas de cada espécie; n: número total de indivíduos mortos de cada espécie.

O crescimento em altura das plantas foi analisado em três períodos (45, 105 e 180 dias após plantio), utilizando-se uma trena graduada para medição dos indivíduos.

Em relação à análise estatística, os dados amostrados foram submetidos ao teste de Shapiro, seguidos do teste de Kruskal-Wallis. Por fim, realizou-se o teste de Dunn, utilizando o programa R para verificar se havia diferença estatística significativa entre as espécies em relação ao crescimento (altura).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com a Figura 1, a média geral na altura de todas as espécies avaliadas confirmou que existe diferença significativa ($p < 0,001$).

Avaliando-se as espécies pertinente aos seus estágios sucessionais, observou-se que em relação à altura, *Apeiba tibourbou* (105,39 cm) e *Clitoria fairchildiana* (88,8 cm) apresentaram as maiores médias, sendo significativamente diferentes das demais espécies. Dentre as espécies de preenchimento analisadas, *Handroanthus impetiginosus*

teve a menor taxa de crescimento, com 20,29 cm, seguida da espécie *Jacaranda micrantha* com 34,52 cm. No grupo das espécies de diversidade, *Handroanthus pentaphyllus* obteve as menores taxas de crescimento, com 14,04 cm. De acordo com Pereira (2012), a implantação de espécies de diversidade deve ser consorciada com as espécies de preenchimento, visto que as espécies de preenchimento possuem capacidade de propiciar as espécies de diversidade condições adequadas ao seu desenvolvimento. No entanto, esses resultados não são em decorrência apenas das características sucessionais do grupo ecológico das espécies, sendo importante considerar também as condições da área do experimento, como a compactação e a baixa fertilidade do solo.

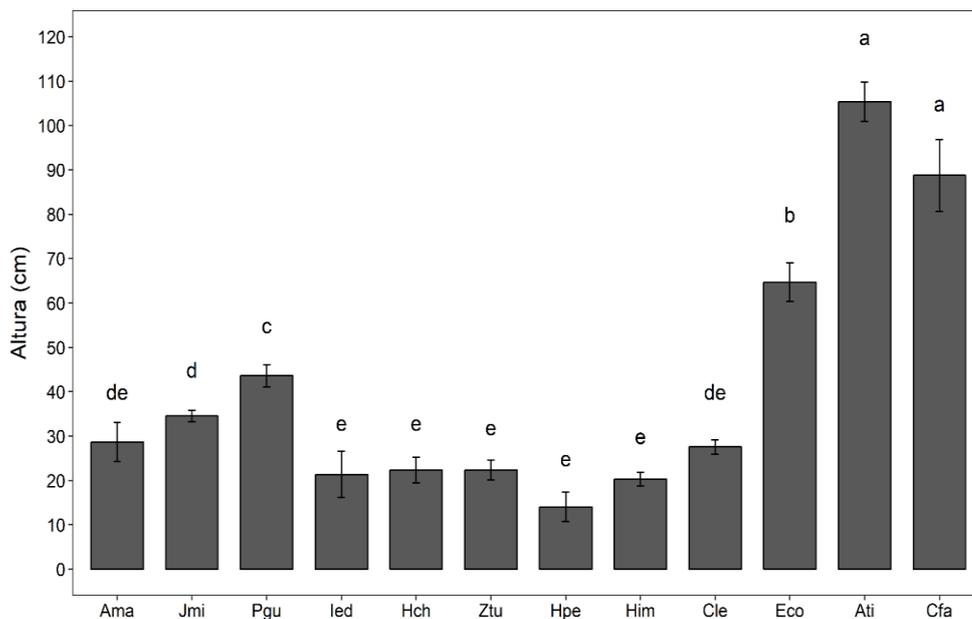


Figura 1. Taxa de crescimento relativo entre as 12 espécies arbóreas em área de pastagem. Onde: Ama (*Anadenanthera cf. macrocarpa*), Jmi (*Jacaranda micrantha*), Pgu (*Psidium guajava*), Ied (*Inga edulis*), Hch (*Handroanthus chrysotrichus*), Ztu (*Zeyheria tuberculosa*), Hpe (*Handroanthus pentaphyllus*), Him (*Handroanthus impetiginosus*), Cle (*Cariniana legalis*), Eco (*Enterolobium contortisiliquum*), Ati (*Apeiba tibourbou*), Cfa (*Clitoria fairchildiana*).

As porcentagens de sobrevivência exibidas pelas espécies no estudo confirmaram tolerância às condições no local do plantio. Dentro do grupo de preenchimento, *A. tibourbou*, *H. impetiginosus* e *J. micrantha* apresentaram 100% de sobrevivência. O grupo de diversidade, *C. fairchildiana*, *Cariniana legalis* e *Zeyheria tuberculosa* também conquistaram 100% de sobrevivência. De modo geral, as espécies apresentaram um índice elevado de estabelecimento de sobrevivência (87,22%). Algumas espécies resistiram mais ao ambiente degradado do que outras, e isso é compreendido pela rusticidade de cada espécie. Esta rusticidade pode ser um fator limitante na sobrevivência em campo, pois mesmo existindo inúmeros fatores que poderiam ter elevado a mortalidade, como a infestação de doenças e as condições

inóspitas do ambiente, as espécies conseguiram se estabelecer no local.

As espécies exibiram uma enorme diversidade funcional, subjacente à variação nas taxas de crescimento e sobrevivência. A ampla congruência dessas variações com as condições edafoclimáticas e nutricionais do solo sugere o conceito de que as plantas estão bem adaptadas às suas condições locais. De acordo com Queiroz et al. (2008), os solos utilizados como pastagens, em geral, possuem baixa fertilidade natural, acidez elevada e má drenagem, apresentando baixa capacidade de suprir nutrientes portanto, programas de restauração florestal podem indicar as espécies em estudo para a recomposição de áreas degradadas.

CONCLUSÕES

De acordo com as pesquisas referentes à revegetação, todas as espécies utilizadas no plantio têm potencial para recuperação de áreas degradadas. As espécies *A. tibourbou* e *C. fairchildiana* foram as que obtiveram as maiores médias de altura e sobrevivência. Entretanto, algumas espécies como *H. pentaphyllus* não demonstrou resultados significativos de crescimento em altura e sobrevivência frente as condições adversas do ambiente.

As taxas de sobrevivência alcançadas pelas espécies não são resultantes somente da adubação, sendo importante considerar também os fatores genéticos, qualidade das mudas, local, época do plantio e precipitação.

REFERÊNCIAS

Campo Otávio C. et al. Atlantic forest tree species responses to silvicultural practices in a degraded pasture restoration plantation: From leaf physiology to survival and initial growth. *Forest Ecology and Management*. 2014; 313: 233-242.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). 2019. Estratégias de recuperação. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/codigo-florestal/estrategias-e-tecnicas-de-recuperacao>>

Faria JCT. Crescimento inicial de espécies florestais em plantios mistos em Alegre - ES. Jerônimo Monteiro – ES, 2012. 49p.

Instituto Capixaba de Pesquisa e Extensão Rural. Incaper. Programa de assistência técnica e extensão rural (PROATER) 2011 –2013.

Disponível em: <https://incaper.es.gov.br/media/incaper/proater/municipios/Caparao/Jeronimo_Monteiro.pdf>. Acesso em: 12 jul. 2018.

Kageyama PY, Oliveira RE, Moraes LFD, Engel VL, Gandara FB. Restauração ecológica de ecossistemas naturais. *Botucatu, FEPAF*. 2003; 340p.

Martins SV. Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. 3ª Ed. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2014. 270p.

Menz MH, Dixon KW; Hobbs RJ. Hurdles and opportunities for landscape-scale restoration. *Science*. 2013; 339(6119): 526-527.

Rands MR, Adams WM, Bennun L, Butchart SH, Clements A, Coomes D, et al. Biodiversity conservation: challenges beyond 2010. *Science*. 2010; 329(5997): 1298-1303.

Moreira TR, Santos ARD, Dalfi RL, Campos RFD, Santos GMADA, Eugenio FC. Land use and occupation analysis of permanent preservation areas in the municipality of Muqui, Espírito Santo state, Brazil. *Floresta e Ambiente*. 2015; 22(2): 141-152.

Pereira JS, Abreu CFNR, Junior RAP, Rodrigues SC. Avaliação do índice de sobrevivência e crescimento de espécies arbóreas utilizadas na recuperação de área degradada. *Revista Geonorte*. 2012; 1(4): 138-148.

Queiroz DS, Salgado LT, Fernandes LO. Recuperação de pastagens degradadas. *Informe Agropecuário*. 2008; 29(244): 55-65.

Ribeiro AI et al. Mecanização no preparo de solo em áreas degradadas por mineração na Floresta Nacional do Jamari (Rondonia-BR), 2005.

Hobbs RJ, Harris JA. Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration ecology*. 2001; 9(2): 239-246.

CAPACIDADE DE RETENÇÃO HÍDRICA DE LITEIRA EM TRÊS ECOSISTEMAS COM DIFERENTES ESTÁGIOS SUCESSIONAIS

Helio Brito dos Santos Junior¹; Elizane Alves Arraes Araújo¹; Nayara Nazaré Arraes Araújo²;
Valéria Pereira Braz Homci³; Francisco de Assis Oliveira⁴

RESUMO: A liteira é considerada uma boa maneira de comparar diferentes ecossistemas em processos de recuperação. Assim, o objetivo desse trabalho é analisar a capacidade de retenção hídrica da liteira em três ecossistemas visando seu emprego como indicador de conservação de áreas antropizadas. Em cada área (floresta primária, secundária inicial e secundária tardia) foram demarcadas cinco parcelas de 25 x 25m, onde foram coletadas amostras de liteira, durante dois períodos (chuvoso e menos chuvoso), totalizando 210 amostras. A análise dos dados indicou, no período chuvoso, maior média de retenção hídrica na floresta secundária inicial (258,46%) e a menor, na floresta primária (208,54%), no período menos chuvoso, a floresta primária apresentou a maior média (157,97%) e a menor, na secundária tardia (80,43%). Conclui-se que a maior retenção hídrica no período chuvoso da floresta secundária inicial pode estar relacionada com o aumento da deposição de materiais folhosos, enquanto que no período menos chuvoso com a floresta primária, podendo ter relação com a presença de material mais lignificado, o qual se decompõe mais lentamente e retém mais água.

Palavras chave: Umidade; Matéria orgânica; Sazonalidade.

INTRODUÇÃO

A liteira é uma camada de material vegetal que se encontra sobre o solo formada por folhas, galhos, sementes e detritos, no qual estabelecem o equilíbrio e a dinâmica dos ecossistemas florestais (SILVA et al., 2014). Servem como cobertura para o solo, aumentando a sua capacidade de retenção de água, reduzindo a evaporação e as alterações da temperatura, promovendo melhorias na sua estrutura e diminuindo o processo erosivo (LIMA et al., 2015). Para Arato; Martins; Ferrari (2003), a principal função está associada a ciclagem de nutrientes que retornam ao solo após o processo de decomposição.

Diante disso, a liteira é um importante indicador comparativo entre áreas com diferentes métodos de restauração florestal, servindo de subsídio para possíveis intervenções na elaboração de planos de recuperação de áreas degradadas (PRADs), visando acelerar o processo de restauração florestal, através de técnicas eficientes como

¹ Mestrando em Ciências Florestais pela Universidade Federal Rural da Amazônia;

² Mestre em Ciências Florestais pela Universidade Federal Rural da Amazônia;

³ Doutora em Ciências Florestais pela Universidade Federal Rural da Amazônia;

⁴ Prof. Dr da Universidade Federal Rural da Amazônia.

o plantio de enriquecimento e de adensamento (ARATO; MARTINS; FERRARI, 2003).

Segundo Castro Junior (1991), uma das análises desse indicador é a capacidade de retenção da hídrica, no qual pode favorecer o desenvolvimento da microfauna do solo que auxiliam na abertura de bioporos no solo e na decomposição do material vegetal, contribuindo para infiltração da água no solo e na disponibilidade de nutrientes para a planta, gerando assim, um melhor desempenho para restauração florestal. Desta forma, o objetivo desse trabalho é analisar a capacidade de retenção hídrica da liteira em três ecossistemas visando seu emprego como indicador de conservação de áreas antropizadas.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado em três ecossistemas de diferentes níveis sucessionais, localizados no município de Belém-Pará, sendo: Floresta primária, na Reserva do Mocambo –EMBRAPA- de coordenadas (01°28'S e 48°29' W); Floresta secundária inicial, no Parque Estadual do Utinga –PEUt- coordenadas (01°25.9' S e 48°29' W), e floresta secundária tardia, na Universidade Federal Rural da Amazônia-UFRA- coordenadas (01°27' S e 48°26' W).

O Clima se enquadra no tipo quente e úmido com classificação Afi segundo Köppen e Geiger, com duas estações definidas, uma chuvosa e menos chuvosa. A precipitação média anual varia de 3.000 mm a 3.900 e os maiores índices pluviométricos são concentrados entre os meses de janeiro a abril. Temperaturas anuais médias de 22,0 °C para mínima e de 31,5 °C para máxima (CAMPOS; MOTA; SANTOS, 2015). A região é caracterizada por apresentar formação vegetal de florestal tropical pluvial. O solo é classificado como Latossolo Amarelo (TENÓRIO et al., 1999).

Em cada ecossistema foram demarcadas cinco (5) parcelas de 25 x 25m, onde foram coletadas com auxílio de um gabarito metálico de 0,25 x 0,25m, sete (7) amostras aleatorias de liteira em cada parcela, durante dois períodos (chuvoso- mês de abril, e menos chuvoso – mês de outubro), perfazendo um total de 210 amostras (Figura 1).

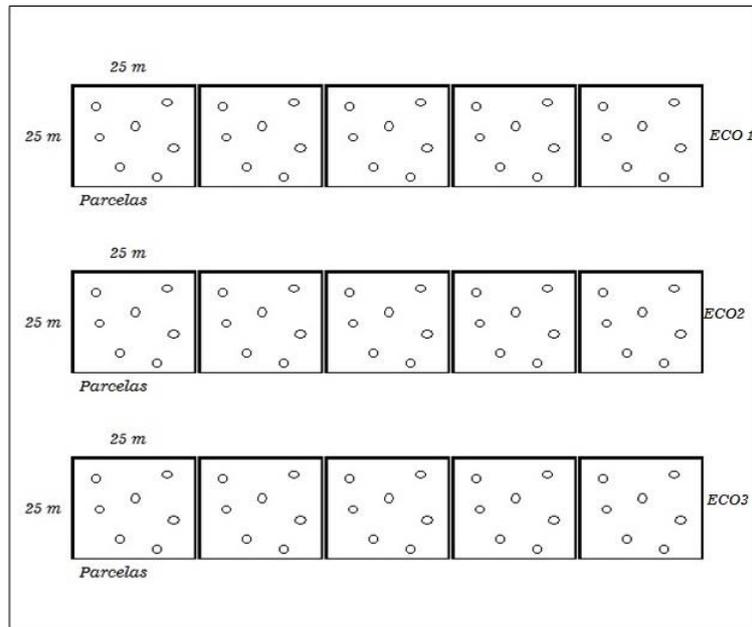


Figura 1. Pontos de coleta em cada parcela por ecossistema.

As amostras foram colocadas em sacos plásticos de 5 kg, identificadas e transportadas ao laboratório da UFRA para análises da capacidade de retenção hídrica, segundo o método de Blow (1955). Nesta análise, as amostras foram totalmente submersas em água por cerca de 90 minutos. Em seguida foram depositadas em bandejas, inclinadas com ângulo de 30° por 30 minutos, para a retirada do excesso de água. Posteriormente, foram pesadas em balança de precisão (0,01 g) para obtenção da massa úmida e levadas a estufa a 60° C por 72 horas para a obtenção da massa seca. Com isso, o valor da capacidade de retenção hídrica foi encontrado pela equação 1.

$$CRH = \frac{MU - MS}{MS} \times 100 \quad (\text{Equação 1})$$

Onde: CRH (%) é a capacidade de retenção hídrica em porcentagem, MU é massa úmida e MS é massa seca.

O delineamento experimental utilizado foi blocos casualizados com 35 repetições para cada tratamento, sendo três tratamentos (ecossistemas) e em dois blocos correspondentes aos períodos do ano (chuvoso e menos chuvoso). Totalizando assim, um número de 210 amostras. Todos os dados foram submetidos ao teste de normalidade com base nos critérios de $P > 0,05$ no teste de Shapiro-Wilk, realizada a ANOVA e aplicado o teste de Tukey ($p < 0,05$).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A maior média de retenção hídrica no período chuvoso foi na floresta secundária inicial (258,46%) e a menor foi na floresta primária (208,54%). Já no período menos chuvoso destacou-se a floresta primária com maior média (157,97%) e a menor na secundária tardia (80,43%) (Figura 2). Apesar das médias no período chuvoso, das

florestas secundária inicial e tardia serem próximas, foi observado através da análise de variância que há diferença significativamente entre os ecossistemas ($F_{(5\%; \text{gl}= 2)} = 3,546$; $p\text{-valor} = 0,031$).

A maior capacidade de retenção hídrica no período chuvoso da floresta secundária inicial pode estar relacionada com a maior queda de materiais folhosos, haja vista que a floresta está em pleno processo de restauração e as espécies desenvolvem-se produz novas folhas e liberam as antigas, e essa maior produção ocasiona uma maior retenção de água pois apresentam maior estoque de liteira. Para Mateus et al. (2013) a umidade encontrada na liteira contribui nas formações emergentes dos ecossistemas perturbados e sinalizam sua importância para a evolução do processo de restauração ecológica, pois a umidade é fundamental para a germinação, o estabelecimento e o crescimento de plantas.

Já no período menos chuvoso a floresta primária foi maior e isso pode estar ligado às características a quantidade de material mais lignificado no qual são de difícil decomposição e maior retenção hídrica. Segundo (GUIMARÃES; PINTO; FORTES, 2010) em floresta de clímax a liteira pode ter menor decomposição devido a substâncias fenólicas presentes em galhos e folhas que inibem a atividade de decompositores.

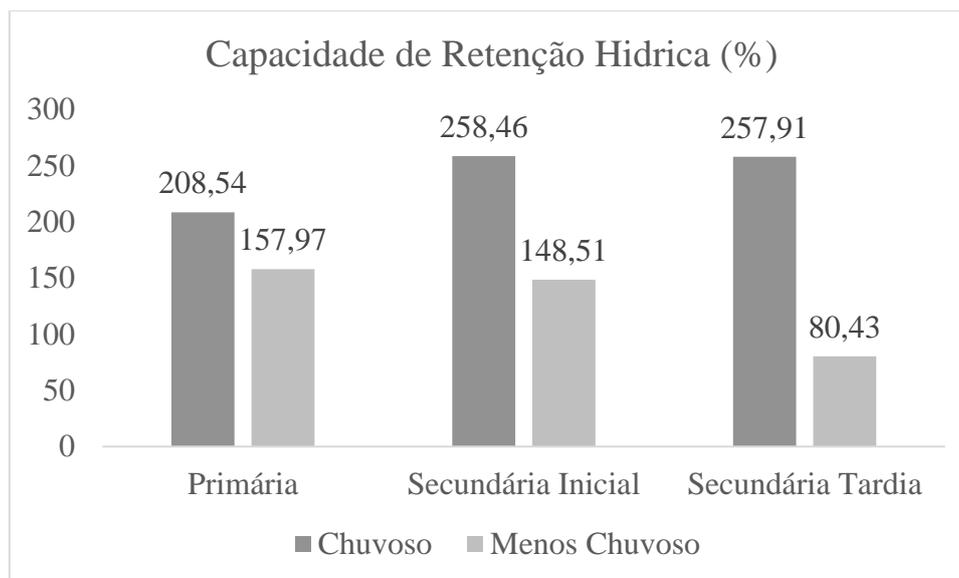


Figura 2. Taxa de capacidade de retenção hídrica por ecossistemas em dois períodos.

CONCLUSÕES

Demonstra-se por meio desse estudo que em período chuvoso a capacidade de retenção hídrica é maior na floresta secundária inicial, devido ao intenso processo de restauração, e no menos chuvoso, a floresta primária apresenta maior umidade provavelmente por conter grande quantidade de material lignificado.

AGRADECIMENTOS

A CAPES e ao Programa de pós-graduação em Ciências Florestas da Universidade Federal Rural da Amazônia, pelo incentivo em ensino e pesquisa fornecidos a esse estudo. Ao Laboratório de Manejo de Ecossistemas e Bacias Hidrográficas, pelo apoio logístico, ensinamentos e aos colegas de trabalho que constantemente incentivam o saber científico.

REFERÊNCIAS

Arato HD, Martins SV, Ferrari SHS. Produção E Decomposição De Serapilheira Em Um Sistema Agroflorestal Implantado Para Recuperação De Área Degradada Em Viçosa-Mg. *Revista Árvore*. 2003; 27(5): 715-721.

Blow FE. Quantity and hydrologic characteristics of litter upland oak forest in Eastern Tennessee. *Journal of forestry*. 1955; 53: 190-195.

Castro Junior, E. O papel da Fauna Endopodônica na Estruturação Física do Solo e seu Significado para a Hidrologia de Superfície. p.150. IGEO-UFRJ, Dissertação de Mestrado. 1991.

Campos TLOB, Mota MAS, Santos SRQ. Eventos extremos de precipitação em Belém-PA: uma revisão de notícias históricas de jornais. *Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*. 2015; 10(1).

Guimarães AKV, Pinto JC, Fortes CA. Acúmulo e decomposição de serrapilheira em ecossistema de pastagem. *PUBVET*. 2010; 4(3).

Lima NL, Silva Neto CM, Calil FN, Souza R, Moraes DC. Acúmulo de serapilheira em quatro tipos de vegetação no estado de Goiás. *Enciclopédia Biosfera*. 2015; 11(22): 39-46.

Mateus FA, Miranda CC, Valcarcel R, Figueiredo PHA. Estoque e capacidade de retenção hídrica da serrapilheira acumulada na restauração florestal de áreas perturbadas na Mata Atlântica. *Floresta e Ambiente*, 2013; 20(3): 336-343.

Silva HF, Barreto PAB, Sousa GTO, Azevedo GB, Gama-Rodrigues EF, Oliveira FGRB. Decomposição de serapilheira foliar em três sistemas florestais no Sudoeste da Bahia. *Revista Brasileira de Biociências*, 2014; 12(3): 164-172.

Tenório ARDeM, Graça JJDeC, Góes JEM, Mendez JGR, Gama JRMF, Silva PRODa, et al. Mapeamento dos Solos da Estação de Piscicultura de Castanhal, PA. Belém: FCAP, (Informe Técnico, 25). 1999; 5-26.

CARACTERIZAÇÃO DA SERAPILHEIRA ACUMULADA EM ÁREA DE CERRADO NO MUNICÍPIO DE BOCAIUVA – MG

Saulo Rodrigues Costa¹; Tereza Cristina Souza Reis²; Nilza de Lima Pereira Sales¹; Leticia Renata de Carvalho¹

RESUMO: A serapilheira é um material composto de resíduos de origem vegetal, restos animais e pela miscelânea que apresenta potencial para ser utilizada em recuperação de áreas degradadas. O presente trabalho teve como objetivo realizar uma caracterização da serapilheira, proveniente do bioma Cerrado, por meio da avaliação dos seus atributos: composição, matéria seca, material propagativo e nutrientes. Nesta pesquisa, foram selecionadas duas áreas, uma de Cerrado preservado e a outra de Cerrado degradado, em propriedades rurais vizinhas, situadas em Bocaiuva-MG. Para a coleta da serapilheira acumulada, foi delimitada uma área de 1,0ha, na área de Cerrado preservado, que foi dividida em cinco transectos com dimensões de 0,2ha. Já na área de Cerrado degradado, obteve-se apenas um transecto de 0,2 ha. Em cada divisão, coletaram-se cinco amostras da serrapilheira, obtendo-se, ao final, 30 amostras. O Cerrado preservado, após levantamento florístico, foi identificado em nível sucessional secundário. A serapilheira acumulada no Cerrado preservado atingiu um peso médio de 6,96t/ha e, no Cerrado degradado, 0,47t/ha. A composição do material acumulado correspondeu a 58% de folhas, 22% de galhos, 19% de outros e 1% de material propagativo. O percentual de matéria seca foliar foi maior no Cerrado preservado. Em relação ao material propagativo, as áreas obtiveram resultados estatisticamente semelhantes. Os teores de nutrientes, na serapilheira acumulada, no Cerrado preservado, foram decrescentes na seguinte ordem: macronutrientes $Ca > S > N > Mg > K > P$ e micronutrientes $Fe > Mn > B > Zn > Cu$. Com base nas características apresentadas pelo material da área de Cerrado preservado, ele poderia ser utilizado em estratégias de melhoria ambiental da área de Cerrado degradado dentro dessa propriedade rural.

Palavras-chaves: Liteira; Banco de sementes; Ciclagem de nutrientes.

INTRODUÇÃO

O Cerrado constitui-se no segundo maior bioma brasileiro em área contínua, constituído por diferentes fitofisionomias (florestais, savânicas e campestres) (FARIA; CASTRO, 2010). No norte de Minas Gerais, o Cerrado sofre com modificações sobretudo exploratórias, agravadas pela intensificação da agropecuária, exploração e supressão indiscriminadas de seus recursos naturais. Como consequência, a gradativa

¹ Instituto de Ciências Agrárias/UFMG;

² Profissional autônoma-Eng. Agrônoma e Eng. Ambiental.

fragmentação da vegetação e o surgimento de áreas degradadas, tornam a utilização de ações mitigadoras necessárias para a recuperação de áreas degradadas em regiões de ocorrência desse bioma (PILON, 2016).

Um subsídio que pode ser utilizado é a serapilheira, material formado por camadas de fragmentos orgânicos, provenientes da queda de partes aéreas das plantas (ANDRADE; TAVARES; COUTINHO, 2003) que, ao ser decomposta, disponibiliza nutrientes para suas funções fisiológicas, propiciando o desenvolvimento da flora e, conseqüentemente, de todo o ecossistema envolvido (ARAUJO, 2002). Além disso, esse material tem a função de proteção da superfície do solo, fornecimento de matéria orgânica e propágulos e influência sobre a fauna no solo (MANHÃES *et al.*, 2009).

O objetivo do presente trabalho foi realizar uma caracterização da serapilheira, proveniente do bioma Cerrado, por meio da avaliação dos seus atributos: composição, matéria seca, material propagativo e nutrientes.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado, em duas propriedades rurais vizinhas, no município de Bocaiuva, região Norte do estado de Minas Gerais, no mês de agosto de 2017. As áreas em que foi realizada a coleta da serapilheira acumulada consistem em uma área de Cerrado preservado e outra de Cerrado degradado, por uso de pastagem e distantes entre si cerca de 500m.

Para a determinação das principais espécies que ocorrem na área de estudo, realizou-se um levantamento florístico, utilizando o método de “caminhamento”. Identificaram-se as principais espécies arbóreas, herbáceas e arbustivas pelo nome comum, com ajuda de especialista e literatura especializada. A coleta de serapilheira foi realizada na área de Cerrado preservado e de Cerrado degradado.

Na primeira área, delimitou-se uma região de 1ha a qual foi dividida em cinco transectos de 100 metros, equidistantes entre si 20 metros. Já na área de pastagem degradada, instalou-se um transecto, que correspondeu a uma área amostral 0,2 ha. Utilizando um gabarito vazado (PVC) de 1x1m, lançado de forma aleatória cinco vezes em cada transecto, obtiveram-se, no total, 30 amostras de serapilheira acumulada (SILVA *et al.*, 2009; OLIVEIRA, 2013). Essas foram armazenadas, em sacos de polietileno de 30 litros, identificadas e encaminhadas ao laboratório de Propagação de Espécies Florestais do ICA (Instituto de Ciências Agrárias-UFMG). Para a classificação e quantificação da composição da serapilheira, as amostras passaram por uma triagem, permitindo a separação do material em quatro grupos: folhas, galhos (material lenhoso), material propagativo (frutos, sementes) e outros (miscelânea, fezes e restos de animais...). Elas foram pesadas em balança de precisão e, logo após, as folhas e os galhos foram secos em estufa de circulação forçada de ar a 70°C por 24 horas. Em seguida, as amostras foram pesadas, determinando-se, assim, a produção de matéria seca do material em gramas (g) (MIRANDA NETO *et al.*, 2014).

Para a determinação dos teores de macro e micronutrientes, foram selecionadas folhas das amostras da área de Cerrado preservado, formando uma amostra composta da

serapilheira acumulada no solo (SALES, 2016), a qual foi enviada ao laboratório de Análise Foliar da Universidade Federal de Lavras – UFLA (Departamento de Química) para a determinação dos componentes químicos da serapilheira. O experimento foi conduzido em um delineamento inteiramente casualizado com seis tratamentos, obtidos das variáveis, foram submetidos à análise de variância (ANOVA). As médias comparadas pelo teste Tukey a 5% de probabilidade, com auxílio do Programa SISVAR versão 5.6.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

O peso médio da serapilheira acumulada na área de Cerrado preservado foi de 6,96t/ha. Já o material acumulado na área de Cerrado degradado correspondeu a 0,47t/ha, quatorze vezes menor do que o valor encontrado no Cerrado preservado. Essa diferença se dá pela existência de uma maior concentração de espécies vegetais na área A1 do que na área A2, com esta, além de apresentar reduzido número de árvores, os indivíduos encontram-se espaçadas uns dos outros. Segundo Alvarenga (2013), a forma de distribuição da vegetação tem interferência direta quanto à deposição e ao acúmulo da serapilheira no piso florestal. Outro fator que contribuiu, para o maior valor de material acumulado na área A1, é o nível sucessional da vegetação, já que as espécies pioneiras têm como características o crescimento rápido e alta produção de biomassa e serapilheira (ARAÚJO, 2002).

Foi identificado que o Cerrado preservado apresenta uma composição constituída por 58% de folhas, 22% de galhos, 19% de outros e 1% de material propagativo. Dessa forma, a fração foliar compôs a maior parte do material acumulado e esse comportamento também foi identificado por Silva *et al.* (2007) que obtiveram, no acumulado do mês de agosto, 61% de folhas no Cerrado *sensu stricto* e 83% no Cerradão e, ao avaliar a produção anual, concluíram que 2/3 da serapilheira eram formados por folhas. O alto percentual da fração foliar na serapilheira acumulada, foi reflexo do inverno, época em que o material foi coletado. De acordo com Campos *et al.*, (2008), nos períodos de baixa precipitação, há uma maior produção de serapilheira e aumento da fração foliar na sua composição. Assim como aconteceu com o material propagativo, que apresentou baixo percentual pois o pico dispersão de sementes dentro do Cerrado, ocorre entre os outubro e novembro, época favorável à germinação das sementes, garantindo a manutenção da diversidade na comunidade vegetal (VALENTINI, 2014).

Por meio do resultado da análise foliar os macros e micronutrientes foram ordenados de forma decrescente, obtendo-se: macronutrientes Ca > S > N > Mg > K > P e micronutrientes Fe > Mn > B > Zn > Cu. O Cálcio é um elemento de baixa mobilidade nos tecidos vegetais e, durante os meses mais secos, apresenta maior valor, provavelmente, por haver uma menor taxa metabólica nesse período, reduzindo a mobilidade desse elemento. Quanto ao Fósforo, sua quantidade pode estar relacionada à baixa disponibilidade desse elemento no solo (GODINHO *et al.*, 2014). Quanto aos teores de micronutrientes, assemelham-se aos observadas por Caldeira *et al.* (2008).

Tanto o alto teor do Ferro quanto o do Manganês podem ser relacionados à baixa mobilidade desses elementos nos tecidos vegetais. Ainda, o maior valor obtido pelo Fe pode ter ocorrido em função da presença de espécies com alto teor desse nutriente nas folhas velhas ou pelo maior aproveitamento desse elemento pelas plantas, quando esta se encontra em maior quantidade na argila e matéria orgânica do solo.

CONCLUSÕES

Concluiu-se que teores de nutrientes na serapilheira são influenciados pela sua constituição, uma vez que o tipo e a quantidade de elementos acumulados variam com a espécie, parte da planta, mobilidade dos elementos e, pela época de coleta do material. A maior contribuição, para a ciclagem de nutrientes, é oferecida pela fração das folhas, visto que ela é responsável grande parte do teor total de nutrientes transferidos. Sendo assim, verifica-se que a serapilheira é responsável pela retenção de grandes quantidades de nutrientes, constituindo uma importante forma de retorno dos elementos minerais da vegetação para o solo. Ainda, com base nas características apresentadas pelo material da área de Cerrado preservado, esse poderia ser utilizado em estratégias de melhoria ambiental da área de Cerrado degradado dentro dessa propriedade rural.

REFERÊNCIAS

Alvarenga AC. Produção e qualidade de serapilheira e aporte de nutrientes em sistemas agroflorestais de agricultores familiares do norte de Minas Gerais. 2013. 83p. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias, área de concentração em Agroecologia) Universidade Federal de Minas Gerais. 2013.

Andrade AG, Tavares SRL, Coutinho HLC. Contribuição da serapilheira para a recuperação de áreas degradadas e para manutenção da sustentabilidade de sistemas agroecológicos. Informe Agropecuário, Belo Horizonte. 2003; 24(220): 55-63.

Araujo RS. Chuva de sementes e deposição de serapilheira em três sistemas de revegetação de áreas degradadas na reserva biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ. 2002. 92p. Dissertação (Magister Scientiae em Ciências Ambientais e Florestais) - Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica-RJ. 2002.

Caldeira MVW, Vitorino MD, Shaadt SS, Moraes E, Balbinot R. Quantificação de serapilheira e de nutrientes em uma Floresta Ombrófila Densa. Ciências Agrárias, Londrina. 2008; 29(1): 53-68.

Campos EH, Alves RR, Serato DS, Rodrigues GSSC, Rodrigues SC. Acúmulo de serapilheira em fragmentos de mata *mesofítica* e Cerrado *stricto sensu* em Uberlândia- MG. Sociedade e Natureza. 2008; 20(1): 189-203.

Faria KMS, Castro SS. Análise da evolução da fragmentação da paisagem com uso de geotecnologias na sub-bacia do Rio Claro, entre 1990 e 2008, Brasil Central. In: Seminário Latino-Americano De Geografia Física, 6., 2010, Coimbra. Anais... Coimbra: CEGOT. 2010; p.1-10.

Godinho TO, Caldeira MVW, Rocha JHT, Caliman JP, Trazzi PA. Quantificação de biomassa e nutrientes na serapilheira acumulada em trecho de floresta estacional semidecidual submontana, ES. *Cerne*, Lavras. 2014; 20(1): 11-20.

Manhães CMC, Gama-Rodrigues EF, Moço MKS, Gama-Rodrigues AC. Biomassa de fauna do solo e da serapilheira em diferentes coberturas vegetais no Norte do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Agroecologia*. 2009; 4(2): 792-795.

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

Oliveira AJF. Recuperação de uma área degradada do Cerrado através de modelos de nucleação, galharias e transposição de banco de sementes. 2013. 116 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Departamento de Engenharia Florestal Faculdade de Tecnologia da Universidade de Brasília, UNB. Brasília-DF. 2013.

Pilon, N. A. L. Técnicas de restauração de fisionomias campestres do Cerrado e fatores ecológicos atuantes. 2016. 138 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas. Campinas-SP. 2016.

Silva CJ, Sanches L, Bleich ME, Lobo FA, Nogueira JS. Produção de serapilheira no Cerrado e Floresta de Transição Amazônia-Cerrado do Centro-Oeste Brasileiro. *Acta Amazonica*. 2007; 37(4): 543-548.

Valentini CMA, Soares GS, Santana RA, Guimarães AFS, Silva AHB. Produção, acúmulo e decomposição de serapilheira em uma área revegetada do Parque Estadual Massairo Okamura em Mato Grosso. *Holos*. 2014; 30(5): 211-221.

CARACTERIZAÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DE ÁREAS DEGRADADAS DO CERRADO DO NORTE DE MINAS GERAIS

Ludmila Santos Saraiva¹; Rodrigo Dias Rocha¹; Nilza de Lima Pereira Sales¹; Leticia Renata de Carvalho¹; Aldenir Teixeira da Gama¹.

RESUMO: O presente trabalho objetivou a caracterização do banco de sementes de 3 locais distintos do município de Montes Claros - MG visando diagnosticar a capacidade de resiliência de ecossistemas degradados sob o domínio Cerrado norte mineiro. Inicialmente realizou-se um levantamento florístico nas áreas de estudo, foram coletadas 60 amostras de serapilheira mais banco de sementes do solo numa profundidade de 5 cm em três diferentes áreas; área preservada (A1), área em processo de regeneração (A2) e área degradada pelo uso fora da aptidão (A3). Utilizou-se o método de emergência de plântulas, homogeneizou-se o material que foi colocado em bandejas de polietileno a pleno sol sendo irrigado uma vez ao dia, durante seis meses. Avaliou-se a quantidade de plântulas emergidas após este período, obtendo-se 145 plântulas em A1, 64 plântulas em A2 e 23 em A3. Ao final do experimento obteve-se 23% de espécies arbóreas, 14% de gramíneas, e 63% de herbáceas. Concluiu-se que as três áreas de estudo apresentam remanescentes arbóreos que podem contribuir na formação do banco de sementes do solo com riqueza de espécies. As principais famílias das espécies remanescentes são Fabaceae e Anacardiaceae. O banco de sementes da área A1 apresentou maior resiliência e maior quantidade de plântulas emergidas e, portanto, maior estado de preservação.

Palavras chave: Restauração; Resiliência; Serapilheira; Ecossistemas degradados.

INTRODUÇÃO

O Cerrado brasileiro, o segundo maior bioma da América do Sul, possui enorme biodiversidade tanto de fauna quanto de flora e detém as três maiores bacias hidrográficas dessa região (MMA, 2018). Segundo Ribeiro e Walter (1998), esse bioma é constituído por diferentes fitofisionomias que englobam formações florestais, savânicas e campestres. A paisagem natural do Cerrado vem, rapidamente, sendo transformada em monoculturas de soja e algodão e pastagens para o gado (SCARIOT et al., 2005). De acordo com Magrin et al., (2014), essa mudança do uso da terra é o principal vetor do desmatamento na América Latina e no Brasil. O avanço da agricultura sob o cerrado, de forma acelerada, tem por consequência o desmatamento e degradação dos seus solos, fazendo dele um dos biomas mais ameaçado do Brasil sendo considerado um dos hotspots mundiais (Myers, 2000).

¹ Universidade Federal de Minas Gerais.

Do ponto de vista ecológico, as transformações ocorridas também trouxeram grandes danos ao ambiente, tais como, a fragmentação de habitats, extinção da biodiversidade, invasão de espécies exóticas, poluição de aquíferos, degradação de ecossistemas, alterações nos regimes de queimadas, desequilíbrios no ciclo do carbono e possivelmente modificações climáticas regionais (Klink e Machado, 2005).

A legislação ambiental brasileira (Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012) exige que áreas degradadas pelas atividades econômicas, principalmente, em áreas de preservação permanente (APP) e de reserva legal (RL), sejam restauradas, ou seja, recuperadas adotando-se tratamentos para reconstituir o ecossistema degradado tornando-o mais próximo do que era antes (BRASIL, 2012). Para isso, realiza-se um diagnóstico minucioso do local, incluindo vegetação, fauna, hidrografia, banco de plântulas e banco de sementes, antes de definir estratégias para a sua recuperação.

O banco de sementes é definido como um estoque de sementes viáveis no solo, ainda não germinadas (Harper, 1977; Martins, 2009). A análise do banco de sementes deve ter prioridade no diagnóstico ambiental, já que fornece dados da possibilidade de resiliência do ecossistema sendo fundamental para desencadear o processo de regeneração natural. Além disso, a presença de restos de materiais vegetais para a ciclagem de nutrientes e de microorganismos benéficos auxilia na adaptação dos regenerantes ao ecossistema perturbado ou de novos indivíduos implantados por meio de mudas. A partir desse diagnóstico pode-se empregar as principais técnicas de restauração do ecossistema, dentre elas, a condução da regeneração natural, plantio de mudas, transposição de galharia, transposição do banco de sementes do solo, transposição da chuva de sementes, uso de poleiros naturais e artificiais por meio da técnica de nucleação (Martins, 2007).

Isto posto, essa pesquisa tem como objetivo a caracterização do banco de sementes de três locais distintos, no município de Montes Claros – MG, com intuito de diagnosticar a capacidade de resiliência de ecossistemas degradados sob domínio Cerrado norte mineiro.

MATERIAL E MÉTODOS

A metodologia utilizada neste trabalho consiste em uma pesquisa de campo por meio da coleta de serapilheira e da parte superficial do solo (5cm de profundidade) de três locais distintos do município de Montes Claros localizados no Norte do Estado de Minas Gerais em áreas sob domínio do Cerrado, no período de 02 a 14 de fevereiro de 2018.

Classificação climática de Köppen-Geiger para Montes Claros é Aw típico de savana tropical.

A Área 1 é um fragmento caracterizado por ser uma transição de cerrado *stricto sensu* e mata seca, da Fazenda Salto, zona rural, na altura do quilômetro 15 da BR 365. A Área 2 é um fragmento na área urbana, localizado às margens da Avenida Osmane Barbosa, caracterizado por ser uma área de vegetação secundária, e recém desmatada. A Área 3, localizada dentro do campus do Instituto de Ciências Agrárias da UFMG, se caracteriza também por uma área de transição cerrado-mata seca, com alto grau de degradação ambiental, por ter sido desmatada há mais de 10 anos para uma tentativa de instalação de pastagem, sem sucesso.

Foi realizada a caracterização florística dos remanescentes arbóreos das áreas de estudo por meio de um censo identificando-se, no campo, as espécies através do nome popular; e posteriormente identificou-se, com o uso de literatura especializada, o nome científico das mesmas.

A amostragem do banco de sementes foi baseada na coleta da camada mais superficial do solo, que consiste na camada da serapilheira tal camada com espessura de aproximadamente 5 cm do solo foi escolhida na intenção de resgatar não só o máximo de sementes presentes no banco, mas também, os nutrientes contidos nesta camada mais fértil do solo, conforme metodologia descrita por Rodrigues et al. (2010). Desta forma para cada área obteve-se 20 parcelas (que se trata de um gabarito vazado de madeira) com 1m², lançadas de forma aleatória. Coletou-se 60 sub-amostras que foram acondicionados em sacos de polietileno devidamente numerados e etiquetados.

Os materiais coletados foram levados para a área do Viveiro Florestal do ICA. Para a realização da avaliação do BS, o material de cada área de estudo foi colocado dentro de bandejas de polietileno com dimensões de 0,28m x 0,37 m (0,1 m²). Usaram-se 10 bandejas ou repetições para cada local. As bandejas foram dispostas aleatoriamente e a pleno sol e, o único trato cultural realizado foi o molhamento das mesmas, diariamente, até a capacidade de campo, a fim de proporcionar a germinação das sementes. O acompanhamento da emergência das plântulas e desenvolvimento foi realizado durante um período de 6 meses (de fevereiro a agosto de 2018) por meio de 6 avaliações, mensais. Foram coletados dados sobre a emergência das plântulas (número de sementes). A metodologia de avaliação do banco de sementes do solo foi semelhante a metodologia descrita por Rodrigues et al. (2010).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na tabela 1 são apresentadas as principais espécies arbóreas remanescentes nas áreas de estudo. Nota-se que grande parte das espécies ocorre nas três áreas, apresentado uma florística muito parecida. A área 1 apresentou maior diversidade de espécies, certamente por se tratar de uma área mais preservada.

Em todas as áreas entende-se que há a presença de remanescentes florestais que podem auxiliar na formação do banco de sementes. Entre as diversas espécies caracterizadas pode-se observar a dominância de duas famílias sendo elas a Fabaceae e Anacardiaceae.

Tabela 1 – Caracterização florística dos remanescentes arbóreos das áreas de estudo, Montes Claros-MG

Espécies	Família	Área 1	Área 2	Área 3
<i>Peltophorum dubium</i>	Fabaceae	X	X	X
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	Anacardiaceae	X	X	X
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	Anacardiaceae	X	X	X
<i>Astronium balansae</i>	Anacardiaceae	X	X	X
<i>Bauhinia forficata</i>	Fabaceae	X		
<i>Copaifera langsdorffii</i>	Caesalpiniaceae	X	X	X
<i>Terminalia argentea</i>	Combretaceae	X	X	X
<i>Schinus terebinthifolius</i>	Anacardiaceae	X		
<i>Clethra scabra</i>	Clethraceae	X		
<i>Guazuma ulmifolia</i>	Malvaceae	X		
<i>Hymenaea sp</i>	Fabaceae	X		

Fonte: Próprio autor, 2018.

Avaliação do banco de sementes

Ao avaliar a emergência das plântulas do banco de sementes das amostras coletadas constatou-se que a área A1 apresentou um total de sementes germinadas superior às demais áreas.

Esse comportamento demonstrou a superioridade desta área em relação as demais tanto na capacidade de resiliência quanto na capacidade de desencadear o processo de regeneração, com 145 plântulas emergidas em 1,0m² de solo mais serapilheira. A área A2 apresentou cerca de 44% de emergência e capacidade de resiliência quando comparada com A1. A área A3 apresentou emergência de aproximadamente 16% e capacidade de resiliência inferior a A1 e A2. Os resultados já eram esperados visto que, o nível de degradação ambiental aumenta na seguinte ordem A3>A2>A1 e conseqüentemente, a capacidade de resiliência aumenta nesta ordem, A1 (cerrado preservado) >A2 (cerrado secundário e recém desmatado) >A3 (cerrado degradado). Constatando-se, então, a importância do banco de sementes para a regeneração do cerrado.

A análise da capacidade de resiliência, considerando apenas o banco de sementes, permite inferir que há necessidade de intervenções humanas para a recuperação da área A3, dadas as condições da área a recuperação pode se dá por meio da revegetação com uso da semeadura direta de espécies herbáceas e arbustivas para

cobertura do solo e posteriormente o plantio de mudas, para o enriquecimento com espécies arbóreas nativas.

Na avaliação da emergência do banco de sementes das áreas estudadas apurou-se a composição florística do banco, constatando-se que do total das espécies identificadas, 23% são espécies arbóreas, 63% herbáceas e 14% gramíneas; observou-se ainda que apenas a amostra da área A1 apresentou germinação de espécies arbóreas, que foram identificadas como *Peltophorum dubium*, *Schinopsis brasiliensis* e *Myracrodruon urundeuva*.

CONCLUSÕES

As três áreas de estudo apresentam remanescentes arbóreos que podem contribuir na formação do banco de sementes do solo com riqueza de espécies. As principais famílias das espécies remanescentes são Fabaceae e Anacardiaceae.

O banco de semente das áreas estudadas conta com espécies gramíneas, herbáceas e arbóreas, sendo as herbáceas a principal categoria formadora dos bancos de sementes das áreas de estudo.

O banco de sementes da área A1 foi o que apresentou maior capacidade de resiliência com um número superior de plântulas emergidas e, portanto, maior estado de preservação.

Dadas as boas condições apresentadas, a serapilheira somada ao banco de sementes da área A1 poderá ser usada como fonte para a transposição e recuperação de áreas com baixa resiliência, como A3, desde que, com cautela, para que não haja a sua própria degradação.

AGRADECIMENTOS

CODEVASF; CRAD Mata Seca

REFERÊNCIAS

Brasil Lei nº 12.651 de 2012. 2018 [citado 2018 dezembro 06]. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>.

Harper JL. Population biology of plants. London, Academic Press. 1977.

Klink CA, Machado RB. A conservação do cerrado brasileiro. Megadiversidade. 2005; 1(1): 147-155.

Magrin GO, Marengo JA, Boulanger J-P, Buckeridge MS, Castellanos E, Poveda G, et al. América Central e do Sul. Mudança climática 2014: impactos, adaptação e vulnerabilidade. Parte B: aspectos regionais. Contribuição do Grupo de Trabalho II para o Quinto Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental sobre as Alterações Climáticas (ed. por Barros RV, Field CB, Dokken DJ, Mastrandrea MD, Mach KJ, Bilic TE, et al.), Cambridge University Press, Cambridge. 2014; 1499-1566.

Martins SV. Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. 1. ed. Viçosa, MG: Aprenda Fácil Editora, 2009. v. 1.

Martins SV. Recuperação de matas ciliares. 2. ed. Viçosa: Aprenda Fácil Editora, 2007. v. 1.

MMA, Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/>>. Acessado em: 5 de dez. 2018.

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Da Fonseca GA, Kent J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 2000; 403(6772): 853.

Ribeiro JF, Walter BMT. Fitofisionomias do bioma cerrado. In: Sano SM, Almeida SP de. (Ed.) Cerrado: ambiente e flora. Planaltina: EMBRAPA-CPAC. 1998; 89-166.

Scariot A, Sousa-Silva JC, Felfili JM. Introdução. In: Scariot A, Sousa-Silva JC, Felfili JM (coord.) CERRADO: ecologia, biodiversidade e conservação. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 2005.

CHUVA E BANCO DE SEMENTES EM VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA EM AMBIENTE ALUVIAL

Jessica Ferreira da Silva¹, Larissa Oliveira Vilela¹; Liliane da Silva Mello²; Sandro Menezes Silva³;
Zefa Valdivina Pereira³

RESUMO: A regeneração natural relaciona-se a diferentes eventos demográficos, como entrada (recrutamento) e saída (mortalidade) de indivíduos das diversas espécies vegetais na comunidade, sendo seu conhecimento essencial para a reconstrução de comunidades arbóreas e avanço sucessional em uma comunidade florestal. Para compreender melhor essa dinâmica, esse estudo objetivou avaliar a ação da chuva de sementes na manutenção do banco de sementes no solo, em uma área de vegetação secundária decorrente da supressão de uma área representativa da Floresta Estacional Semidecidual Aluvial. O estudo foi realizado em uma área de vegetação secundária entre as coordenadas 20°58'30.19"S, 54°45'10.17"O e 20°58'36.73"S, 54°45'11.38"O, na qual foram instalados aleatoriamente 15 coletores para a análise da chuva de sementes, enquanto que para o banco de sementes, foram abertas trincheiras com 20x20x10 cm e coletadas amostras de solo, desprezando-se a serrapilheira. Foram amostrados na chuva e no banco de sementes 45 espécies, e destas apenas duas foram compartilhadas entre os dois tratamentos: *Calophyllum brasiliense* Cambess., *Cecropia pachystachya* Trécul. Houve baixa similaridade entre a chuva e o banco de sementes, evidenciando que a chuva tem um papel pouco importante na manutenção do banco de sementes, que reflete a vegetação que existia antes da supressão (Floresta Estacional Semidecidual Aluvial), além de espécies típicas de locais abertos, de diferentes formas de vida. Além disso, o solo saturado de água pode atuar como um filtro ecológico sobre as espécies trazidas pela chuva de sementes, ainda que elas cheguem a integrar o banco.

Palavras chave: regeneração natural; dispersão de sementes; filtro ecológico.

INTRODUÇÃO

A regeneração natural caracteriza-se por ser um processo dinâmico e complexo, resultante de interação de processos naturais no restabelecimento do ecossistema florestal (FIORENTIN et al., 2015), sendo assim, essencial para a construção de comunidades de espécies arbóreas (METZ, SOUSA & VALENCIA, 2010) e para o

¹ Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Federal da Grande Dourados. jes_ferreira@yahoo.com.br

² Programa de Pós-graduação em Biologia Geral e Bioprospecção, Universidade Federal da Grande Dourados.

³ Docente - Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais, Universidade Federal da Grande Dourados.

avanço sucessional em um ecossistema florestal (AIDE et al., 2000). Seu processo decorre de diferentes eventos demográficos, que propiciam a entrada (recrutamento) e a saída (mortalidade) de indivíduos de diferentes espécies arbóreas no sistema (ROVEDDER et al., 2018), o que permite ter uma base da relação e da quantidade de espécies que constituem seu componente regenerante (NORDEN et al., 2009).

O principal meio de regeneração das espécies dá-se através das seguintes fontes: chuva de sementes, banco de sementes do solo, banco de plântulas, e através da formação de bosque (CHAZDON, 2012). A chuva de sementes é reconhecida pela dispersão de diásporos, avaliada por

meio da quantidade de sementes depositada em determinada área e em tempo delimitado (SCOTTI et al., 2016), podendo tais sementes presentes na chuva ser provenientes da própria área (autorregeneração da floresta) como de comunidades externas (avanço da regeneração de indivíduos e espécies externas à área) (SCOTTI et al., 2016). O banco de sementes no solo é o conjunto de sementes viáveis encontradas na superfície e enterradas no solo (ALMEIDA-CORTEZ, 2004), com processos dinâmicos pela entrada de sementes através da chuva de sementes e dispersão, podendo apresentar sementes de vida curta (germinam, geralmente, no mesmo ano) ou persistentes (sementes dormentes que permanecem viáveis no solo por mais de um ano) (CALDATO et al., 1996).

Dentre os fatores ecológicos mais determinantes no processo de regeneração natural, destacam-se os filtros ambientais, compreendendo fatores bióticos, abióticos, antropogênicos ou distúrbios específicos, que limitam a dispersão, estabelecimento e amadurecimento de uma comunidade natural, formando razões as quais espécies podem ou não ingressar e se estabelecer no local (NOGUEIRA, COSTA & CASTILHO, 2011).

Neste contexto, a hipótese dessa pesquisa é que a chuva de sementes interfere na composição do banco de sementes no solo, sendo sua principal fonte de espécies, especialmente em locais abertos como nesse estudo, com contribuições diversas da vegetação estabelecida no entorno da área em recuperação, buscando compreender a dinâmica da regeneração natural em uma área de vegetação secundária estabelecida onde havia um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Aluvial.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em um fragmento de vegetação secundária estabelecida após a supressão de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Aluvial, situado próximo a fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual Submontana e Aluvial, entre as coordenadas 20°58'30.19"S, 54°45'10.17"O e 20°58'36.73"S, 54°45'11.38"O

Para o estudo da chuva de sementes, foram instalados aleatoriamente 15 coletores de tela de nylon de 2 mm de abertura, 1 m² de área e 50 cm de profundidade, suspensos a 1,30 m do solo no interior do fragmento. O material depositado nos coletores foi recolhido mensalmente entre julho de 2017 e junho de 2018.

Para a avaliação do banco de sementes do solo, foram abertas trincheiras verticais com 20 x 20 x 10 cm e coletadas amostras de solo, desprezando-se a

serrapilheira. O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos e transportado para o viveiro da Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais - UFGD, onde foram expostos à luz natural com sombrite a 50%–, em bandejas de plástico retangulares com substrato de areia esterilizada e vermiculita e fundo perfurado. Entre as bandejas foram acrescentadas aleatoriamente 12 bandejas de controle com areia esterilizada e vermiculita para controle de contaminação. As amostras foram avaliadas diariamente de setembro de 2017 a agosto de 2018.

Utilizou-se o Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) para realizar ordenações baseadas em na matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis por meio do pacote Vegan (OKSANEN et al., 2018) do *software* R versão 3.5.1 (R Core Team, 2018). Para testar se houve diferença entre as áreas para as variáveis respostas, utilizou-se a MANOVA (*Análise de Variância Multivariada*) (FRIEDRICH et al., 2016).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram amostrados na chuva e no banco de sementes 45 espécies, apenas duas compartilhadas entre ambos os compartimentos avaliados: *Calophyllum brasiliense* Cambess. e *Cecropia pachystachya* Trécul. A baixa similaridade entre a chuva e o banco de sementes, indica que apesar de haver a dispersão de propágulos pela chuva de sementes, a saturação hídrica impede o seu estabelecimento, atuando como um filtro ecológico no local. Áreas sujeitas à inundação, como a Floresta Estacional Semidecidual Aluvial, possuem características abióticas próprias (RODRIGUES, 1989), comportando-se como fatores de seleção para a vegetação (MANTOVANI et al., 1989).

O fato de *C. brasiliense* e *C. pachystachya* serem comuns ao banco e a chuva de sementes, demonstra que tais espécies são tolerantes à locais com solo inundado. *C. pachystachya* é uma árvore pioneira, de crescimento rápido, seletiva higrófila, ocorrendo em matas ciliares, bordas de florestas e clareiras (BATISTA et al., 2008). Já *C. brasiliense*, é uma espécie de estágios finais da sucessão (SWAINE & WHITMORE, 1988), de crescimento lento (MARQUES, 1994), que além de ocorrer nestas florestas higrófilas, distribui-se, também, nas florestas atlântica, amazônica e em determinados locais do domínio do cerrado, sempre condicionada à condição de umidade do solo (OLIVEIRA-FILHO & RATTER, 1995). Além disso, ambas as espécies compartilham característica de suas sementes serem dispersas, principalmente, por morcegos, o que contribui na ocupação de novos ambientes (MARQUES & JOLY, 2000; SATO, PASSOS & NOGUEIRA, 2008).

A chuva de sementes apresentou 23 espécies exclusivas, enquanto o banco apresentou 20. As espécies exclusivas referentes ao banco de sementes, são em sua maioria espécies herbáceas, não amostradas na chuva de sementes.

A variação na composição de espécies de plantas foi representada pela ordenação em duas dimensões (stress =0,08), sendo 97% da variância total na matriz de distância de Bray-Curtis foi recuperada pela ordenação (Figura 1). A abundância da chuva e do banco de sementes explicaram a variação na composição de espécies (Pillai = 0.87924; gl = 2 e 24; p =< 9.619e-12).

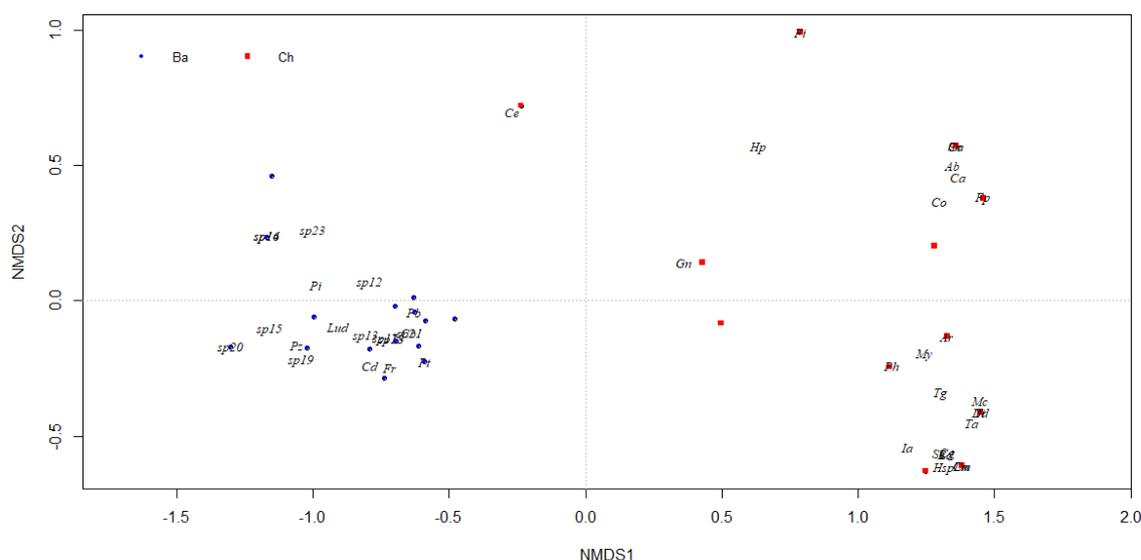


Figura 1: Ordenação de espécies da chuva e do banco de sementes do solo de uma vegetação secundária de Floresta Estacional Semidecidual Aluvial, produzido pela análise NMDS (*Nonmetric multidimensional scaling*). As letras representam as iniciais de cada espécie amostrada. Ba, Banco de sementes do solo; Ch, Chuva de sementes.

CONCLUSÕES

A chuva de sementes da vegetação secundária de Floresta Estacional Semidecidual Aluvial apresentou baixa contribuição com banco de sementes da área, indicando que grande parte destas espécies não se estabeleceram devido à pressão do filtro ecológico presente na área, sendo neste estudo a saturação hídrica do solo.

AGRADECIMENTOS

À CAPES pela bolsa concedida e ao CNPq pelo apoio financeiro (processo número: 427250/2016-1).

REFERÊNCIAS

Aide TM, Zimmerman JK, Pascarella JB, Rivera L, Marcano-Veja H. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. *Restoration ecology*, Hoboken. 2000; 8(4): 328-338.

Almeida-Cortez JS. Dispersão e banco de sementes. In: Ferreira AG, Borghetti F. (Org.) *Germinação: do básico ao aplicado*, Porto Alegre: Artmed. 2004; p. 225-235.

Batista CUN, Medri ME, Bianchini E, Medri C, Pimenta JA. Tolerância à inundação de *Cecropia pachystachya* Trec. (Cecropiaceae): aspectos ecofisiológicos e morfoanatômicos. *Acta Botanica Brasílica*. 2008; 22(1): 91-98.

Caldato SL, Floss PA, Da Croce DM, Longui SJ. Estudo da Regeneração Natural, Banco de Sementes e Chuva de Sementes na Reserva Genética Florestal de Caçador, SC. *Ciência Florestal, Santa Maria*. 1996; 6(1): 27-38.

Chazdon RL. Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. *Science*. 2008; 320(5882): 1458-1460.

Chazdon RL. Regeneração de florestas tropicais. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais, Belém*. 2012; 7(3): 195-218.

Fiorentin LD, Téo SJ, Schneider CR, Costa RH, Batista S. Análise Florística e Padrão Espacial da Regeneração Natural em Área de Floresta Ombrófila Mista na Região de Caçador, SC. *Floresta e Ambiente*. 2015; 22(1): 60-70.

Friedrich S, Konietzke F, Pauly M. Analysis of Multivariate Data and Repeated Measures Designs (R Package Version 0.0.4). *Manova.Rm*. Retrieved from <https://CRAN.R-project.org/package=MANOVA.RM>. 2016.

Mantovani W, Rossi L, Romaniuc-Neto S, Assad-Ludewigs IY, Wanderley MGL, Melo MMR, et al. Estudo fitossociológico de áreas de mata ciliar em Mogi-Guaçu, SP, Brasil. In: LM Barbosa (coord.). *Simpósio sobre mata ciliar: anais*. Fundação Cargill, Campinas. 1989; p. 235-267.

Marques MCM. Estudos auto-ecológicos do guanandi (*Calophyllum brasiliense* Camb. Clusiaceae) em uma mata ciliar do município de Brotas, SP. 91p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1994.

Marques MCM, Joly CA. Estrutura e dinâmica de uma população de *Calophyllum brasiliense* Camb. em floresta higrófila do sudeste do Brasil. *Revista brasileira de Botânica*. 2000; 23(1): 107-112.

Metz MR, Sousa WP, Valencia R. Widespread density-dependent seedling mortality promotes species coexistence in a highly diverse Amazonian rain forest. *Ecology*, Hoboken. 2010; 91(12): 3675-3685.

Nogueira A, Costa FRC, Castilho CV. Liana abundance patterns: the role of ecological filters during development. *Biotropica*. 2011; 43(4): 422-449.

Norden N, Chazdon RL, Chao A, Jiang Y, Vilchez-Alvarado B. Resilience of tropical rain forests: tree community reassembly in secondary forests. *Ecology Letters*. 2009; 12(5): 385-394.

Oksanen O, Blanchet FG, Kindt R, et al. Vegan: Community Ecology Package. R Package Version 2.3-5. 2016. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

Oliveira-Filho AT, Ratter JA. A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinburg Journal of Botany*. 1995; 52(2): 141-194.

Rodrigues RR. Análise estrutural das formações ripárias. In: Anais do I Simpósio Sobre Mata Ciliar; 1989; São Paulo. Campinas: Fundação Cargil, 1989; p. 99-119.

Rovedder APM, Felker RM, Hummel RB, Piaia BB, Stefanello MM, Junior JCCS, et al. Natural Regeneration in a Conservation Unit: Subsidy for Restoration Actions. *Floresta e Ambiente*, 2018; 25(4).

Sato TM, Passos FC, Nogueira AC. Frugivoria de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em *Cecropia pachystachya* (Urticaceae) e seus efeitos na germinação das sementes. *Papéis Avulsos de Zoologia*. 2008; 48(3): 19-26.

Scoti MSV, Araujo MM, Tonetto TS, Longhi SL. Dinâmica da Chuva de Sementes em Remanescente de Floresta Estacional Subtropical. *Ciência Florestal*. 2016; 26(4): 1179-1188.

Swaine MD, Whitmore TC. On the definition of ecological species groups in tropical rain forest. *Vegetatio*, Dordrecht. 1988; 75(1-2): 81-86.

COMO SE ENCONTRA O ESTRATO REGENERANTE DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL APÓS 8 ANOS DO INÍCIO DO PROCESSO DE RESTAURAÇÃO?

Leony Aparecido Silva Ferreira¹; Carlos Vinícius Gonçalves Ribeiro²; Laysa Maria Ferreira Andrade²;
Michele Aparecida Pereira da Silva³; Soraya Alvarenga Botelho⁴

RESUMO: O monitoramento é uma das partes mais importantes dos projetos de restauração, pois através dele que se comprova a eficiência das metodologias empregadas e indicam qual a melhor estratégia a ser utilizada. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar se uma área em processo de restauração apresenta atributos que indiquem um sucesso em sua trajetória ecológica. Para atender a este objetivo foi realizado um censo na área em restauração e comparado com uma área referência. Para isso, em ambas as áreas foram lançadas parcelas de 2 m x 1 m e avaliadas a regeneração natural. Na avaliação da composição florística da regeneração natural, observou-se a ocorrência de 59 indivíduos, sendo 50 indivíduos para a área de referência, o que representa aproximadamente 85% de todos os indivíduos e de 9 indivíduos para a área em restauração. A regeneração natural apresentou um índice de diversidade de 2,46 para a área em restauração e de 1,68 para a referência e o índice de similaridade foi igual a zero. Conclui-se que a área restaurada necessita de replantios, enriquecimento e manejo de espécies para seguir a trajetória de sustentabilidade.

Palavras chave: Mata atlântica; Monitoramento; Regeneração Natural.

INTRODUÇÃO

A restauração ecológica é a prática da ciência conhecida como Ecologia da restauração, que tem como finalidade analisar o ecossistema que sofreu uma perturbação ambiental ou degradação e iniciar ou acelerar a recuperação, sempre procurando retornar o percurso histórico deste ecossistema incapaz de se reestabelecer (SER, 2004). E através do monitoramento que se torna possível induzir se as metodologias empregadas foram eficientes e deduzir qual a melhor estratégia a ser utilizada para cada local, como também é possível verificar se a área está seguindo a trajetória ecológica almejada (PACTO DA MATA ATLÂNTICA, 2013).

Apesar da importância que o monitoramento tem nos projetos de restauração ecológica, esta etapa não está sendo aplicada corretamente nas áreas que foram restauradas no Brasil (BRANCALION et al., 2012). Dessa forma, o objetivo deste

¹Biólogo, UFLA

²Mestrando do Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal, UFLA

³Pós-doutoranda no Departamento de Engenharia Florestal da Universidade Federal de Lavras, UFLA

⁴Professora no Departamento de Ciências Florestais, UFLA

trabalho foi avaliar se uma área em processo de restauração apresenta atributos que indicam um sucesso em sua trajetória ecológica.

MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho foi realizado em dois fragmentos florestais estabelecidos no *campus* da Universidade Federal de Lavras – UFLA, no município de Lavras, sul do estado de Minas Gerais. Um fragmento está em processo de restauração há 9 anos e o outro é uma mata nativa que foi utilizada neste estudo como área referência. Ambos locais fazem parte do bioma Mata Atlântica, da fitofisionomia de Floresta Estacional Semidecidual Montana e se distanciam entre si por aproximadamente 350 m.

Para a coleta de dados, foram alocadas 12 parcelas retangulares (2m x 1m) totalizando 24 m² em cada fragmento estudado, onde foram incluídos todos os indivíduos com DAS (diâmetro à altura do solo) ≤ 5 cm com o uso de um paquímetro e indivíduos com altura ≥ 10 cm, estimada através de uma vara graduada.

Foi quantificado o número de indivíduos por famílias e por espécie. Através do índice de Shannon (Equação 1) calculamos a diversidade de espécie presente em cada área e com o índice de Jaccard (Equação 2) encontramos a similaridade entre os dois fragmentos.

$$H' = -\sum \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N} \quad (\text{Equação 1})$$

Onde: H' = índice de diversidade de Shannon-Wiener; n_i = número de indivíduos da i -ésima espécie na amostra; N = número total de indivíduos na amostra; \ln = logaritmo neperiano (base e).

$$S_j = \frac{c}{a + b - c} \quad (\text{Equação 2})$$

Onde: S_j = índice de similaridade de Jaccard; a = número total de espécies presentes na amostra “a”; b = número total de espécies presentes na amostra “b”; c = número total de espécies comuns às amostras “a” e “b”.

Para a identificação taxonômica das espécies foram coletados material botânico e preparadas as exsicatas, sendo em seguida levadas ao Herbário ESAL – Departamento de Biologia da UFLA ou a especialistas para identificação que seguiu as normas propostas pelas APG IV (2016).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na avaliação da composição florística da regeneração natural, observou-se a ocorrência de 59 indivíduos, sendo 50 indivíduos para a área de referência, o que representa aproximadamente 85% de todos os indivíduos e de 9 indivíduos para a área em restauração (Tabela 4 e 5).

Dos 39 indivíduos da área referência que a identificação ocorreu até nível de gênero, foi constatado que 33 (84,61%) apresentam o tipo de síndrome de dispersão zoocórica, indicando que a área está sendo habitada ou utilizada como trampolim (*step stones*) por alguns animais. Também foi verificado que o grupo ecológico predominante foram os de espécies pioneira. A característica competidora que estas espécies apresentam, é uma grande vantagem para serem utilizadas em projetos de restauração de áreas degradadas (CARPANEZZI et al., 1992) como também por fechar clareiras abertas naturalmente pelas quedas de árvores.

Das espécies utilizadas no plantio inicial do projeto de restauração, apenas a *Luehea divaricata* e o gênero *Solanum* sp., foram encontrados na avaliação da regeneração natural do presente estudo, o que indica que apesar da área estar inserida em uma paisagem dominada por ações antrópicas, outras espécies estão conseguindo chegar ao local.

Além destes gêneros também foram visualizados e não contabilizados indivíduos de *Bambusa* sp. (Poaceae), *Brachiaria* sp. (Poaceae), *Coffea* sp. (Rubiaceae) e *Piper* sp. (Piperaceae), sendo que o primeiro gênero também foi registrado na área de referência e o segundo sendo o único presente em três parcelas localizadas nas bordas do fragmento. A *Brachiaria* sp. foi representativa em 25% do total da área amostrada, significando que a área estudada apresenta pelo menos um nível de infestação de espécie invasora considerado médio segundo o Pacto da Mata Atlântica (2013).

Dos 4 indivíduos da área que a identificação ocorreu até nível de gênero, foi constatado que 3 (75%) apresentaram o tipo de dispersão zoocórica, que assim como a área de referência é um indicativo da utilização do local pela fauna. O grupo ecológico dominante foi pioneiras, informando que no local existem espécies que vão atuar no fechamento de clareiras oferecendo condições ideais para as não pioneiras, assim o local ao longo do tempo conseguirá alcançar o seu clímax.

Tabela 1 - Espécies da regeneração natural registrada na área referência com respectivos: número de indivíduos (N. I.), grupo ecológico (G. E.) e síndrome de dispersão (S. D.)

REFERÊNCIA			
Família/ Espécie	N. I.	G. E.	S. D.
ANNONACEAE			
<i>Guatteria australis</i> A. St.-Hill.	1	P	ZOO
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	11	NP	ZOO
ARALIACEAE			
<i>Aralia</i> sp.	1		
ARECACEAE			
<i>Geonoma</i> sp.	5		
BIGNONIACEAE			
<i>Handroanthus</i> sp.	1		
ERYTHROXYLACEAE			
<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A. St.-Hill.	3	P	ZOO
EUPHORBIACEAE			

<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	1	P	AUT
FABACEAE			
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	1	P	ZOO
HYPERICACEAE			
<i>Vismia brasiliensis</i> Choisy	1	P	ZOO
LAURACEAE			
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	2	NP	ZOO
MELASTOMATACEAE			
<i>Miconia pepericarpa</i> DC.	4	NP	ZOO
MYRTACEAE			
<i>Blepharocalix salicifolius</i> (Kunth) O. Berg.	1	NP	ZOO
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	8	P	ZOO
<i>Calyptanthus clusiifolia</i> O. Berg	1	P	ZOO
RUBIACEAE			
<i>Psychotria</i> sp.	3		
SALICACEAE			
<i>Casearia</i> sp.	1		
SIPARUNACEAE			
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	5	P	ANE

Legenda: N. I. (número de indivíduos), G.E. (grupo ecológico), P (pioneira), NP (não pioneira), S.D. (síndrome de dispersão), ZOO (zoocórica), ANE (anemocórica), AUT (autocórica). Fonte: Do autor.

Tabela 2 - Espécies da regeneração natural registrada na área em restauração com respectivos: número de indivíduos (N. I.), grupo ecológico (G. E.) e síndrome de dispersão (S. D.)

Restauração			
Família/ Espécie	N. I.	G. E.	S. D.
ANNONACEAE			
<i>Guatteria australis</i> A. St.-Hill.	1	P	ZOO
CANNABACEAE			
<i>Celtis</i> sp.	3		
MALVACEAE			
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	1	P	ZOO
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	1	NP	ANE
MYRTACEAE			
<i>Plinia cauliflora</i> (Mart.) Kausel	1	P	ZOO
SOLANACEAE			
<i>Solanum</i> sp.	2		

Legenda: N.I. (número de indivíduos), G.E. (grupo ecológico), P (pioneira), NP (não pioneira), S.D. (síndrome de dispersão), ZOO (zoocórica), ANE (anemocórica). Fonte: Do autor.

O índice de diversidade de Shannon (H') para a área referência foi de 2,46 e para a área estudada de 1,68. Acredita-se que essa diferença entre as áreas esteja ocorrendo pelo fato da área estudada apresentar a ausência de cercas, o que facilita o trânsito de pessoas que podem pisar nas plântulas e assim prejudicar seu desenvolvimento. Além disso, em estudos já realizados em florestas tropicais os dados mostram que nas florestas secundárias a diversidade aumenta ao longo do tempo (MOREIRA; CARVALHO, 2018).

O índice de similaridade de Jaccard (SJ) foi igual a zero, tal resultado pode estar relacionado ao fato do cercamento da área de referência dificultar a entrada dos animais dispersores que muitas vezes podem ser mamíferos de médio ou grande porte, que faz com que as sementes que estejam chegando ao local de restauração sejam oriundas de outros fragmentos florestais, talvez até com maiores distâncias do que os dois utilizados neste estudo.

CONCLUSÕES

Conclui-se que a área restaurada necessita de replantios, enriquecimento e manejo de espécies para seguir a trajetória de sustentabilidade.

REFERÊNCIAS

APG IV - The Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 2016; 181: 1–20.

Brancalion PHS, Viani RAG, Rodrigues RR, Gandolfi S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: Martins SV, editor. *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. Editora UFV, Universidade Federal de Viçosa. 2012. 262-293.

Carpanezzi AA, Costa LD, Kageyama PY, Castro, CDA. Espécies pioneiras para recuperação de áreas degradadas: a observação de laboratórios naturais. In: *Embrapa Florestas-Artigo em anais de congresso (ALICE)*. Silvicultura, São Paulo. 1992; 12(42): 216-221.

Moreira B, Carvalho FA. Regeneração de agroflorestas: a importância da cobertura arbórea na transição florestal. *Revista Botemas*. 2018; 31(1): 21-32.

SER. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. *The SER international primer on ecological restoration*. Disponível em: <http://www.ser.org>. 2004.

Silva RG, Faria RAVB, Moreira LG, de Lima Pereira T, da Silva CH, Botelho, SA. Avaliação do processo de restauração de área de preservação permanente degradada

no sul de Minas Gerais. Revista em Agronegócio e Meio Ambiente, Maringá, PR. 2016; 9(1): 147-162.

COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DE UMA ÁREA EM REGENERAÇÃO NATURAL DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL, NO MUNICÍPIO DE LAVRAS, MINAS GERAIS

Mariana Miranda Andrade ¹; Joelma de Paulo Silva ¹; Carlos Vinícius Gonçalves Ribeiro ¹;
Michele Aparecida Pereira da Silva ¹; Soraya Alvarenga Botelho ²

RESUMO: O levantamento florístico e fitossociológico foi realizado em uma área de regeneração natural de Floresta Estacional Semidecidual (FES) com 0,07 hectares na Universidade Federal de Lavras (UFLA), em Lavras – Minas Gerais. O levantamento para esse estudo foi realizado no ano de 2015 e contemplou todas as espécies arbóreo-arbustivas que apresentavam circunferência a altura do peito (CAP) superior a cinco centímetros de diâmetro. Diante disso, o objetivo do trabalho foi avaliar o processo de restauração florestal da área, baseando-se no estudo florístico e fitossociológico do local. Foram encontradas 86 indivíduos, pertencentes a 16 espécies, nove identificadas em nível de epíteto, uma em nível de família, cinco não identificadas cientificamente e 10 indivíduos mortos. Foram encontradas sete famílias, destas as mais ricas em número de espécies foram as famílias Fabaceae (2) e Anacardiaceae (2). As espécies mais importantes na estrutura horizontal pelo Índice de Valor de Cobertura (IVC) foram *Inga edulis* e *Schinus terebinthifolius*. O índice de diversidade encontrado foi de 2,23. Comparando os resultados encontrados com outros estudos realizados, a área apresentou baixa diversidade, assim concluiu-se que são necessárias intervenções na área, para proporcionar o avanço sucessional e colonização da área visando alcançar a restauração local.

Palavras chave: Diversidade Florística; Estrutura Horizontal; Índice de Valor de cobertura; Mata Atlântica.

INTRODUÇÃO

Quando se fala dos biomas brasileiros, a Mata Atlântica é considerada o mais ameaçado. Grande parte desta situação está condicionada, ao fato deste bioma ter sido fortemente explorado desde a colonização e também por abrigar a maior parte da

¹ Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Lavras, CEP:37200-000, Lavras, MG, Brasil.

² Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal de Lavras, CEP:37200-000, Lavras, MG, Brasil.

população brasileira, sendo considerado o bioma mais populoso (MMA, 2016). Em consequência, restam somente 7,91% da cobertura vegetal original em todo país (IBF, 2018). Esse bioma apresenta grande importância, pois abriga diversas espécies endêmicas e ameaçadas, e estima-se que em torno de 35% das espécies existentes no Brasil estejam presentes no bioma (MMA, 2016).

Devido a grande fronteira agrícola presente em Minas Gerais, o estado é o que mais desmata, e por isso restam apenas cerca de 11% da extensão original de Mata Atlântica dentro estado (SOS Mata Atlântica, 2014).

A restauração florestal se tornou um importante instrumento, com o objetivo de devolver as funções dos ecossistemas naturais que antes estavam degradados (HOBBS; HARRIS, 2001; LAMB et al., 2005). A regeneração natural é uma das técnicas que mais se destaca nesse processo, pois visa restaurar a dinâmica e processos ecológicos da área (SEITZ 1994, RODRIGUES e GANDOLFI 1996 E 2004, SILVA 2003, KAGEYAMA & GANDARA 2004). No entanto, a regeneração natural de uma área depende de inúmeras condições, contudo a diversidade biológica e o avanço sucessional, vêm sendo prejudicados devido a distúrbios nos ecossistemas, como presença de gramíneas agressivas e erosão, colocando em risco o equilíbrio desses ecossistemas (VIEIRA; PESSOA, 2001; FRAGOSO, 2017).

Levantamentos fitossociológicos e florísticos de áreas em restauração são de grande importância, pois permitem maior embasamento para avaliar o processo de restauração e para que sejam definidas estratégias para o avanço sucessional e restauração da área (RODRIGUES e GANDOLFI, 1998; ISERNHAGEN et al., 2001).

Diante do exposto, o objetivo do presente estudo foi realizar o levantamento florístico e fitossociológico do componente arbustivo-arbóreo de uma área em regeneração natural de Floresta Estacional Semidecidual, no município de Lavras, Minas Gerais.

MATERIAL E MÉTODOS

A área em regeneração analisada localiza-se no município de Lavras, Minas Gerais, em uma área pertencente à Universidade Federal de Lavras (UFLA). O levantamento florístico e fitossociológico do componente arbustivo - arbóreo foi realizado em uma área de aproximadamente 0,07 hectares (700 m²), destinada à restauração de Área de Preservação Permanente (APP) no ano de 2015.

A vegetação da área de estudo, é classificada como Floresta Estacional Semidecidual, e fica adjacente a áreas de cerrado, uma vez que o município está localizado em zona de transição de biomas. O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen, é definido como Cwa, apresentando clima temperado úmido com Inverno seco e Verão quente. De acordo com dados fornecidos pelo INMET

(2019), a temperatura média anual é de 19,9 °C, e a precipitação média anual de 1517 mm, distribuídos principalmente entre os meses de Outubro a Fevereiro.

Para as análises, todos os indivíduos arbustivos - arbóreos, com CAP igual ou superior a 15,7 centímetros (aproximadamente cinco cm de diâmetro a altura do peito) foram identificados, e coletados altura e CAP. A identificação das espécies foi realizada em campo quando possível, com base nas características dendrológicas das folhas e do fuste, e para aquelas não identificadas em campo, coletou-se material viável para posterior identificação. Seguindo o APG IV (Angiosperm Phylogeny Group IV, 2016) foi realizada a classificação das famílias das espécies encontradas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram encontrados 86 indivíduos, de 16 espécies, destas, nove foram identificadas em nível de epíteto, uma em nível de família, cinco não foram identificadas, e havia 16 indivíduos mortos (Tabela 1).

Tabela 1 - Composição florística da área de estudo, Lavras, Minas Gerais.

Espécie	Nome popular	Família	Nº indivíduos
<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand.	Aroeira	Anacardiaceae	2
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeirinha	Anacardiaceae	10
<i>Ficus benjamina</i> L.	Ficus	Moraceae	1
<i>Genipa americana</i> L.	Genipapo	Rubiaceae	1
<i>Inga edulis</i> Mart.	Ingá	Fabaceae	22
<i>Tabebuia roseoalba</i> Ridl.	Ipê Branco	Bignoniaceae	1
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lamarck.	Mutamba	Malvaceae	1
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> Vell.	Orelhuda	Fabaceae	6
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Pau Viola	Verbenaceae	2
Morta	-	-	16
NI1	-	Fabaceae	1
NI2	-	-	10
NI3	-	-	2
NI4	-	-	2
NI5	-	-	1
NI6	-	-	8
Total geral			86

Silva et. al (2000) afirma que áreas em estágio inicial apresentam baixa diversidade, ao contrário de áreas em estágio sucessional avançado, evidenciando o resultado encontrado, com baixa riqueza de espécies.

A família que apresentou maior número de indivíduos foi Fabaceae (32%). Estudos desenvolvidos no estado em Florestas Estacionais Semidecíduais, desenvolvidos por Paula et. al (2002) e Silva et. al (2004), também evidenciam o destaque da família Fabaceae. Visto que grande parte dos solos do estado, podem ser considerados de baixa fertilidade, a capacidade de fixação de nitrogênio das espécies que fazem parte desta família, é um grande diferencial para a sobrevivência.

As espécies mais importantes na estrutura horizontal, de acordo com o Índice de Valor de Cobertura (IVC), foram: *Inga edulis* com 24,99% e *Schinus terebinthifolius* com 14,79%. A alta dominância de certas espécies em áreas de sucessão inicial, como encontrado nesse estudo, da espécie *Inga edulis*, que sozinha apresenta aproximadamente 25% do número de indivíduos e do IVC, é diferente do encontrado em áreas conservadas, como relatado por Campos et. al (2006) e Irsigler (2002) em que as espécies apresentam valores inferiores. Tal afirmação por ser explicada, pois espera-se que ambientes equilibrados sejam mais abundantes, mas que apresentem menor densidade de indivíduos por espécie (SILVA et. al, 2000).

Tabela 2 - Estrutura horizontal de uma área em restauração, Lavras, Minas Gerais

Espécie	NI	AB	DA	DR	DoA	DoR	IVC
<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand.	2	0,00191	28,571	2,33	0,027	2,78	2,55
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	10	0,01233	142,857	11,63	0,176	17,95	14,79
<i>Ficus benjamina</i> L.	1	0,00013	14,286	1,16	0,002	0,19	0,67
<i>Genipa americana</i> L.	1	0,00115	14,286	1,16	0,016	1,67	1,42
<i>Inga edulis</i> Mart.	22	0,01676	314,286	25,58	0,239	24,40	24,99
<i>Tabebuia roseoalba</i> Ridl.	1	0,00105	14,286	1,16	0,015	1,53	1,35
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lamarck.	1	0,00174	14,286	1,16	0,025	2,54	1,85
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> Vell.	6	0,00137	85,714	6,98	0,020	2,00	4,49
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	2	0,00159	28,571	2,33	0,023	2,32	2,32
Morta	16	0,01555	228,571	18,60	0,222	22,64	20,62
NI1	1	0,00115	14,286	1,16	0,016	1,67	1,42
NI2	10	0,00183	142,857	11,63	0,026	2,67	7,15
NI3	2	0,00373	28,571	2,33	0,053	5,42	3,88
NI4	2	0,00193	28,571	2,33	0,028	2,80	2,56
NI5	1	0,00078	14,286	1,16	0,011	1,14	1,15
NI6	8	0,00569	114,286	9,30	0,081	8,28	8,79
Total geral	86	0,06868	1228,571	100	0,981	100	100

Onde: NI= Número de indivíduos; AB= Área basal; DA= Densidade absoluta; DR=Densidade Relativa (%); DoA= Dominância absoluta; DoR=Dominância relativa (%); IVC=Índice de Valor de Cobertura (%).

Devido ao baixo grau de conservação da área, da baixa diversidade, e da alta dominância ecológica de algumas espécies, o valor Índice de diversidade de Shannon

(H') encontrado é de apenas 2,23 nats/indivíduo. Valores inferiores aos encontrados por Chelene et. al (2014) em uma área de Mata Atlântica em Luminárias (4,25 nats/indivíduo) e Dalanesi (2004) para uma área de floresta em Lavras (4,56 nats/indivíduo).

CONCLUSÕES

Conclui-se que a área estudada apresenta baixo grau de conservação e diversidade sendo necessárias intervenções para avançar com o processo sucessional e restauração da área.

REFERÊNCIAS

Campos EP, da Silva AF, Neto JAAM, Martins SV. Florística e estrutura horizontal da vegetação arbórea de uma ravina em um fragmento florestal no município de Viçosa – MG. *Revista Árvore*. 2006; 30(6): 1045-1054.

Chelene IS. Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento da Mata Atlântica em Luminárias, Sul de Minas Gerais. 2014. 120 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal - Ciências Florestais) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2014.

Dalanesi PE, Oliveira-Filho AT, Fontes MAL. Flora e estrutura do componente arbóreo da floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras, MG, e correlações entre a distribuição das espécies e variáveis ambientais. *Acta Botanica Brasilica*. 2004; 18(4): 737-757.

Fragoso RO. Técnicas de melhoria da cama de sementes para indução da regeneração natural em pastagens abandonadas. 2017. 165 p. Tese (Pós-graduação em Produção Vegetal). Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2017.

Fundação SOS Mata Atlântica. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/>. Acesso em 01/05/2017.

Hobbs RJ, Harris JA. Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology*. 2001; 9(2): 239- 246.

Instituto Brasileiro De Florestas (IBF). Bioma Mata Atlântica. 2018. Disponível em: <https://www.ibflorestas.org.br/bioma-mata-atlantica.html>. Acessado em: 23 de junho de 2018.

Irsigler DT. Composição florística e estrutura de um trecho primitivo de Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG. Viçosa, MG. 2002. 61p. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 2002.

Kageyama PY, Gandara FB. Recuperação de áreas ciliares. In: Rodrigues RR, Leitão Filho HF. (Ed.), *Matas ciliares: conservação e recuperação*, 3 ed. São Paulo: EDUSP, Fapesp. 2004; p.249-270.

Lamb D, Erskine PD, Parrotta J. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science*. 2005; 310(5754): 1628-1632.

MMA - Ministério Do Meio Ambiente. Biomas - Mata Atlântica. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/biomas/mata-atlantica>> Acesso 28/04/2019.

Paula AD, Silva AFD, Souza ALD, Santos FAMD. Alterações florísticas ocorridas num período de quatorze anos na vegetação arbórea de uma floresta estacional semidecidual em Viçosa - MG. *Revista Árvore*. 2002; 26(6): 743-749.

Rodrigues RR, Gandolfi S. Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares. In: Rodrigues RR, Leitão Filho HF. (Ed.) *Matas ciliares: conservação e recuperação*, 3 ed. São Paulo: EDUSP, Fapesp. 2004; p.235- 248.

Rodrigues RR, Gandolfi S. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. In: Dias LE, Mello JWV. (Eds.). *Recuperação de áreas degradadas*. Viçosa, MG: UFV. Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas. 1998; p. 203-215.

Rodrigues RR, Gandolfi S. Recomposição de florestas nativas: princípios gerais e subsídios para uma definição metodológica. *Revista Brasileira de Horticultura Ornamental*. 1996; 2(1): 4-15.

Seitz RA. A regeneração natural na recuperação de áreas degradadas. In: *Simpósio Sul Americano, 1. Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, 2. Foz do Iguaçu, 1994. Anais Curitiba: FUNEP. 1994; p.409-418.*

Silva NRS, Martins SV, Meira Neto JAA. Composição florística e estrutura de uma Floresta Estacional Semidecidual Montana em Viçosa, MG. *Revista Árvore*. 2004; 28(3): 397-405.

Silva WR. A importância da interação planta-animal nos processos de restauração. In: Kageyama PY, Oliveira RE de, Moraes LFD de, Engel VL, Gandara FB. (Eds.) *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. Botucatu: FEPAF. 2003; p.77- 90.

Silva AF, Fontes NRL, Leitão-Filho HF.. Composição florística e estrutura horizontal do estrato arbóreo de um trecho da Mata da Biologia da Universidade Federal de Viçosa - Zona da Mata de Minas Gerais. *Revista Árvore*. 2000; 24(4): 397-405.

Vieira CM, Pessoa SVA. Estrutura e composição florística do estrato herbáceo-subarbustivo de um pasto abandonado na Reserva Biológica de Poço das Antas, município de Silva Jardim, RJ. *Rodriguésia*, Rio de Janeiro. 2001; 52(80): 17-30.

CORREDORES ECOLÓGICOS NA ZONA DE AMORTECIMENTO DO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO BRIGADEIRO COMO ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA RESTAURAÇÃO FLORESTAL COMPENSATÓRIA

Luiz Henrique Elias Cosimo¹; Sebastião Venâncio Martins¹; José Marinaldo Gleriani¹; Christian Fonseca de Andrade²; Rodrigo da Silva Barros²; Aldo Teixeira Lopes²

RESUMO: O objetivo deste estudo foi delimitar corredores ecológicos na zona de amortecimento do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB) através da análise de Caminho de Custo Mínimo (*Least Cost Path* - LCP), visando propor áreas prioritárias para a restauração florestal. As rotas propostas para a passagem de corredores ecológicos consideraram fatores relacionados ao uso e cobertura do solo, Áreas de Preservação Permanente, declividade e tamanho dos fragmentos. Os 13 grandes fragmentos (>100 ha) da região de estudo foram conectados ao PESB e vegetação adjacente de forma satisfatória. Para vários fragmentos próximos, os caminhos criados coincidiram devido ao uso de uma mesma matriz de custo total. Espera-se que ações de restauração florestal dentro dessas áreas permitam a conexão funcional dos grandes fragmentos com o Parque, que são áreas essenciais para a conservação da biodiversidade da região e dos serviços ecossistêmicos. As iniciativas de restauração florestal compensatória nessa região tem a opção de considerar as áreas indicadas neste estudo durante seu planejamento, tendo em mente que a escolha da área envolve um número muito maior de fatores, como a disponibilidade de terras, o custo associado a diferentes locais, as exigências da legislação ambiental, entre outros.

Palavras chave: Sistemas de Informações Geográficas; Restauração Florestal de Paisagens; Mata Atlântica.

INTRODUÇÃO

As zonas de amortecimento das unidades de conservação (UC) desempenham o papel fundamental de minimizar os impactos negativos sobre a unidade (BRASIL,

¹Laboratório de Restauração Florestal, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, Brasil.

²Companhia Brasileira de Alumínio – CBA, Miraf, MG, Brasil.

*Corresponding author. E-mail: venancio@ufv.br

2000) e apresentam um grande potencial para receber ações de restauração, uma vez que essas áreas em si podem exercer as funções de abrigo de biodiversidade e permitir o movimento da fauna presente na área protegida e no entorno (BENNETT e MULONGOY, 2006).

A compensação florestal é uma ferramenta de mitigação de impactos ambientais negativos gerados a partir da supressão de vegetação nativa; esta e outras medidas compensatórias são determinadas no processo de licenciamento ambiental (FONTENELE, 2015). Tendo em vista a mineração de bauxita na Zona da Mata de Minas Gerais, que está condicionada à compensação ambiental, a zona de amortecimento do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB) é uma área chave para reflorestamentos de compensação com espécies nativas devido à grande importância desta UC no contexto regional (IEF, 2007). Essas iniciativas devem focar não apenas no nível de restauração local, mas devem ser realizadas buscando restaurar processos ecológicos em uma maior escala (MANSOURIAN e VALLAURI, 2005; MAGINNIS et al., 2012).

Dessa forma, é relevante a realização de estudos que venham a propor áreas importantes para a restauração florestal em nível de paisagem. O objetivo deste trabalho foi delimitar corredores ecológicos na zona de amortecimento do PESB através da análise de Caminho de Custo Mínimo (*Least Cost Path* - LCP), visando sugerir áreas prioritárias para a restauração florestal.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado na zona de amortecimento do PESB. O parque foi criado em 1996 pelo Decreto nº 38.319, localiza-se na mesorregião da Zona da Mata e está inserido no bioma Mata Atlântica (IEF, 2007). O plano de manejo do PESB define sua zona de amortecimento como o limite de 10 km ao redor do parque. A UC está inserida em uma região cujas características climáticas se encontram numa matriz de estacionalidade (IEF, 2007), de forma que em seu entorno predomina a Floresta Estacional Demidecidual (IBGE, 2012).

As rotas propostas para a passagem de corredores ecológicos foram encontradas através da análise de Caminho de Custo Mínimo (*Least Cost Path* - LCP), que determina o caminho de menor resistência entre um ponto de origem e destino. A resistência de cada célula foi representada por fatores relacionados ao uso e cobertura do solo, Áreas de Preservação Permanente (APPs), declividade e tamanho dos fragmentos (Tabela 1). Os valores de referência foram adaptados de Louzada et al. (2012) e Santos et al. (2018), levando em consideração a restauração florestal como objetivo final. Assim espera-se que as rotas para corredores passem preferencialmente por APPs, áreas de pastagem, áreas declivosas e os maiores fragmentos da região.

Tabela 1 - Fatores, classes, custos e justificativas para utilização na análise

Fatores	Classes	Custos	Justificativa
APPs	APPs	1	O objetivo é que o corredor ecológico passe pelas APPs, portanto essa classe recebe custo mínimo
	Outras áreas	100	Áreas que não são classificadas como APPs
Uso e cobertura do solo	Sombra e solo exposto	100	Uso e cobertura do solo desconhecido
	Afloramento rochoso, água, área urbana	100	Consideradas barreiras para a restauração florestal
	Agricultura	80	Áreas de alto conflito de uso da terra
	Silvicultura	50	Áreas de conflito de uso da terra intermediário
	Pastagem	20	Áreas de baixo conflito de uso da terra
	Floresta nativa	1	Áreas propícias à passagem de corredores
Declividade	> 45°	1	Área de baixo potencial agrícola
	20-45°	50	Áreas de uso restrito
	< 20°	100	Áreas de alto potencial agrícola
Tamanho dos fragmentos	> 100 ha	1	Fragmentos com alto potencial para a passagem de corredores ecológicos
	10-100 ha	25	Fragmentos com bom potencial para a passagem de corredores ecológicos
	5-10 ha	50	Fragmentos com intermediário potencial para a passagem de corredores ecológicos
	<5 ha	75	Fragmentos vulneráveis, com baixo potencial para a passagem de corredores ecológicos
	Outras áreas	100	Áreas não são classificadas como floresta

Um arquivo de custo para cada fator foi criado e em seguida eles foram agregados através do Processo de Hierarquia Analítica (*Analytic Hierarchy Process - AHP*), considerando sua importância relativa na análise de acordo com Santos et al. (2018) (Tabela 2).

Tabela 2 - Comparação par a par da importância relativa dos fatores e pesos estatísticos associados

	Declividade	APPs	Tamanho dos fragmentos	Uso e cobertura do solo	Peso estatístico
Declividade	1	1/3	1/5	1/9	0.0499
APPs	3	1	1/3	1/5	0.1141
Tamanho dos fragmentos	5	3	1	1/3	0.2554
Uso e cobertura do solo	9	5	3	1	0.5806

Uma matriz de custo total foi criada através dos pesos atribuídos a cada fator. A análise de caminho de custo mínimo foi realizada utilizando o limite do PESB e

vegetação adjacente como origem e 13 grandes fragmentos (> 100 ha) presentes na área de estudo como destino.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os 13 fragmentos da região de estudo foram conectados ao PESB e vegetação adjacente ao mesmo através dos caminhos de menor resistência. Para vários fragmentos próximos, os caminhos criados coincidiram devido ao uso de uma mesma matriz de custo total (Figura 1).

A área total ocupada pelos corredores foi de 4793.86 ha, correspondente a 3,32% da área total de estudo. Espera-se que ações de restauração florestal dentro dessas áreas permitam a conexão funcional dos grandes fragmentos com o parque, que são áreas essenciais para a conservação da biodiversidade da região e dos serviços ecossistêmicos (HADDAD et al., 2000; BAUM et al., 2004).

A análise priorizou a passagem dos corredores pelos maiores fragmentos florestais, APPs, áreas declivosas e áreas de pastagem. Os grandes fragmentos possuem uma maior área núcleo e, portanto, apresentam maior área livre da influência do efeito de borda (BERGÈS et al., 2013; SANTOS et al., 2018), além de apresentar recursos para abrigar um maior número de espécies e indivíduos da fauna local (UEZU, et al., 2005; PARDINI et al., 2010).

Este estudo pode ser subsídio para o planejamento da restauração florestal promovida por qualquer ator social que vier a intervir na zona de amortecimento do PESB. No entanto, deve ficar claro que as áreas prioritárias encontradas são apenas uma sugestão de locais que apresentam potencial de melhorar a conexão entre os grandes fragmentos. A execução da restauração florestal no contexto da compensação envolve um número muito maior de fatores, como a disponibilidade de terras, o custo associado a diferentes locais, as exigências da legislação ambiental, entre outros. Ainda assim, este estudo é importante devido ao fato de que o planejamento é um ponto inicial de extrema importância na restauração florestal de paisagens (MANSOURIAN e VALLAURI, 2005).

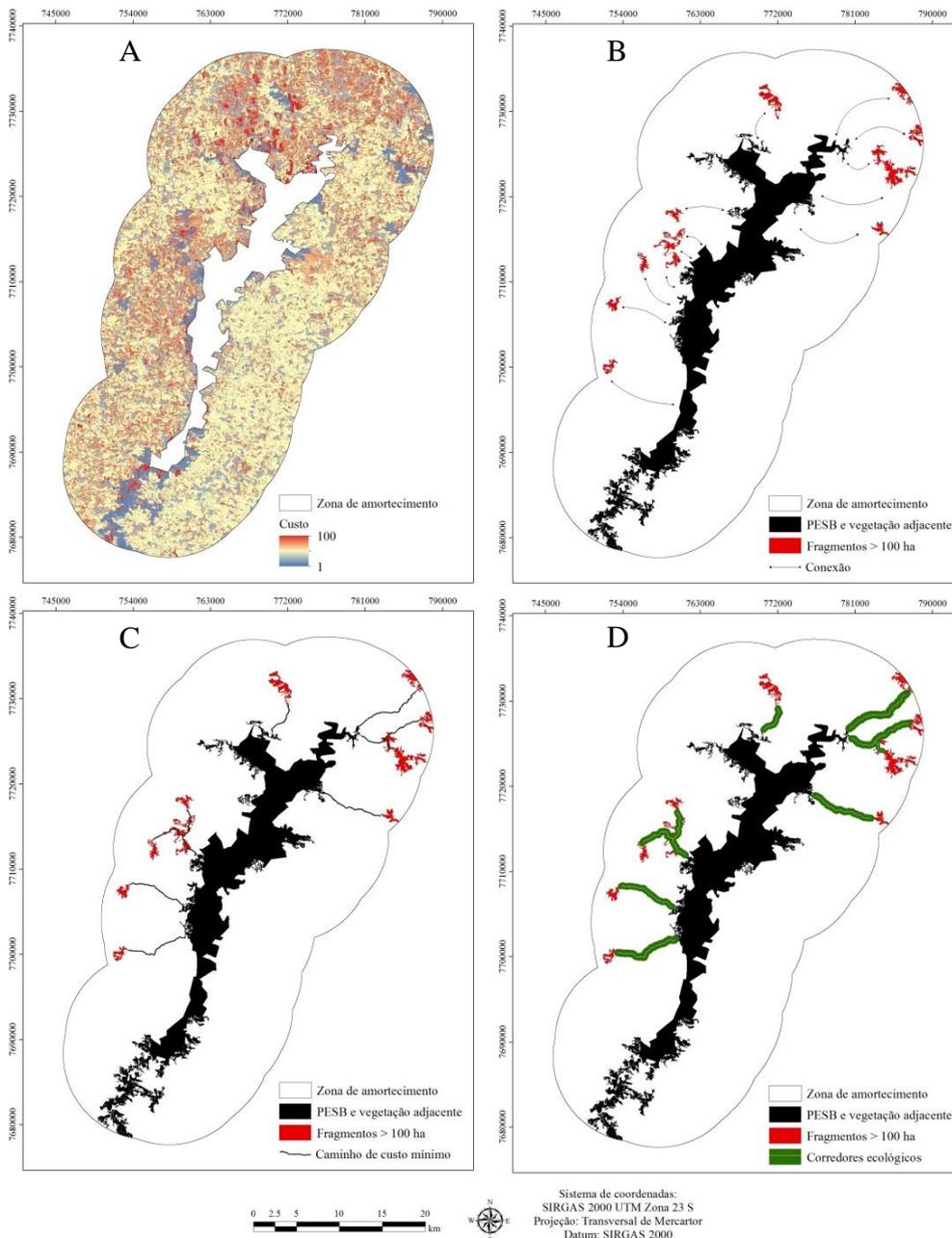


Figura 1 – Delimitação de corredores ecológicos na zona de amortecimento do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro. A - Matriz de custo total; B - Feições de origem (PESB + vegetação adjacente) e destino (13 fragmentos) para conexão; C - Caminhos de custo mínimo; D - Corredores ecológicos.

CONCLUSÕES

A análise proposta foi eficiente para a delimitação de corredores ecológicos na zona de amortecimento do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro. As iniciativas de restauração florestal compensatória nessa região tem a opção de considerar as áreas indicadas neste estudo durante seu planejamento, porém é preciso ter ciência que a

execução da restauração florestal é um processo complexo que envolve um grande conjunto de fatores que irão interferir na escolha da área.

AGRADECIMENTOS

À Companhia Brasileira de Alumínio (CBA) pelo financiamento do projeto e ao CNPq pela concessão da bolsa durante a realização deste estudo.

REFERÊNCIAS

Baum KA, Haynes KJ, Dilleuth FP, Cronin JT. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology*. 2004; 85(10): 2671-2676.

Bergès L, Pellissier V, Avon C, Verheyen K, Dupouey JL. Unexpected long-range edge-to-forest interior environmental gradients. *Landscape Ecology*. 2013; 28(3): 439-453.

Brasil. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm> Acesso em 06 de maio de 2019.

Bennett G, Mulongoy KJ. Review of Experience with Ecological Networks, Corridors and Buffer Zones. Technical Series nº 23. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity; 2006.

Fontenele MS. Custo de Implantação de um Plantio de Espécies Nativas do Cerrado no Âmbito da Compensação Florestal. 2015. 38 f. Monografia (Bacharelado em Engenharia Florestal) – Universidade de Brasília, Distrito Federal, 2015.

Haddad NM, Rosenberg DK, Noon BR. On experimentation and the study of corridors: response to Beier and Noss. *Conservation Biology*. 2000; 14(5): 1543-1545.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Manuais Técnicos em Geociências, nº 1. 2ª ed. Rio de Janeiro: IBGE; 2012.

IEF - Instituto Estadual de Florestas. Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro. 2007. Disponível em: <<http://www.ief.mg.gov.br/areas-protegidas/gestao/1712-plano-de-manejo-parque-estadual-serra-dobrigadeiro>> Acesso em 06 de maio de 2019.

Louzada FLR de, Santos AR dos, Oliveira OM da, Oliveira GG de, Paulo SV de, Esteves PJB. Proposal of ecological corridors for interconnection of State Parks by using geotechnology, Espírito Santo (ES)-Brazil. *Revista Geográfica Venezuelana*, 2012; 53: 239–254.

Maginnis S, Rietbergen-McCracken J, Sarre A. (Eds.). The forest landscape restoration handbook. London: Earthscan; 2012.

Mansourian, S, Vallauri, D (Eds.). Forest restoration in landscapes: beyond planting trees. New York: Springer Science & Business Media; 2005.

Pardini R, de Arruda Bueno A, Gardner TA, Prado PI, Metzger JP. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PlosOne*. 2010; 5(10): e13666.

Santos JS, Leite CCC, Viana JCC, dos Santos AR, Fernandes MM, de Souza Abreu V, et al. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. *Ecological Indicators*. 2018; 88: 414-424.

Uezu A, Metzger JP, Vielliard JME. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation*, 2005; 123: 507–519.

DEZESSETE ANOS DEPOIS DA TENTATIVA DE RESTAURAÇÃO: ESTUDO DE CASO EM ÁREA DE EMPRÉSTIMO DA UHE EMBORCAÇÃO, CATALÃO / GO

Julia Marques Nascimento¹; Bárbara Rúbia da Silveira¹; Maria Cristina Braga Messias¹; Thaíse de Oliveira Bahia¹; Alessandra Rodrigues Kozovits¹

RESUMO: A área de empréstimo da UHE-Emborcação passou pela implementação do Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) entre 2001 e 2003. Dezesete anos depois, os processos erosivos estão controlados, no entanto, a tentativa revegetação não foi bem sucedida. Poucos indivíduos arbóreos-arbustivos estabeleceram-se e o solo apresenta-se em grande parte descoberto e compactado. Nesse estudo objetivou-se avaliar a premissa que os fragmentos de vegetação nativa remanescentes do entorno sejam a principal fonte de propágulos e que as espécies anemocóricas sejam mais frequentes na área degradada. Foram percorridos 4 transectos iniciados da borda dos fragmentos, onde foram plotadas parcelas de 10x10m com distância de 20m entre si (total de 28 parcelas). Foram amostrados 74 indivíduos, distribuídos em 6 famílias e 11 espécies identificadas. A família Fabaceae foi a mais representativa com 5 espécies. Não houve diferença significativa de riqueza e abundância de espécies entre as parcelas mais próximas e as mais distantes dos fragmentos. Há diversificação de síndromes de dispersão, sendo a zoocórica a mais representada.

Palavras chave: dispersão; regeneração natural; área degradada; Cerrado.

INTRODUÇÃO

Um dos primeiros passos da restauração ambiental é a tentativa de revegetação do ambiente degradado para promover a estabilização de processos erosivos, cobertura do solo e facilitar processo de sucessão natural, favorecendo a regeneração natural (ALVES et al., 2012). Algumas das técnicas que podem ser utilizadas é o enriquecimento por meio de plantio de mudas, semeadura direta e nucleação (FERREIRA et al., 2007). A implementação dessas técnicas deve estar de acordo com o Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD).

Após alguns anos da implementação do PRAD, os números de plantas lenhosas adultas e de regenerantes são indicadores ecológicos importantes, pois representam tanto o estabelecimento das mudas plantadas, quanto o processo de chegada dos diásporos pelas diferentes síndromes de dispersão e estabelecimento das espécies e a

¹ Programa de Pós Graduação em Ecologia de Biomas Tropicais – Departamento de Biodiversidade, Evolução e Meio Ambiente, Instituto de Ciências Biológicas e Exatas – Universidade Federal de Ouro Preto / MG

sucessão natural (SANTOS et al., 2017). Os mecanismos de dispersão variam de acordo com os ecossistemas. Em ambientes sazonais (como o Cerrado) agentes de dispersão abiótica geralmente ganham destaque (VICENTE, 2003).

A área de empréstimo da Usina Hidrelétrica de Emborcação (UHE-Emborcação) passou pelo processo de recuperação indicado no PRAD entre os anos de 2001 a 2003 com o objetivo de controlar os processos erosivos e iniciar o processo de revegetação. Nesse período houve o plantio de cerca de 33.000 mudas de espécies arbóreo-arbustivas e gramíneas. Hoje, os processos erosivos estão controlados, porém, a área possui apenas 10% desses indivíduos arbóreos adultos (censo realizado pela equipe com uso de drone) e esparsa cobertura do solo dominada por herbáceas. Nesse cenário, que espécies plantadas foram mais bem sucedidas? Está ocorrendo regeneração natural de espécies lenhosas? Qual a contribuição dos fragmentos remanescentes de vegetação nativa como fontes de propágulos de sementes para a área degradada e quais as síndromes de dispersão mais presentes e eficientes? A distância dos fragmentos afeta a riqueza e abundância de espécies na área degradada? Essas são perguntas que norteiam os objetivos do presente estudo.

MATERIAL E MÉTODOS

A área de empréstimo abrange 2,39 km², pertence à UHE-Emborcação, localizada entre os estados de Minas Gerais e Goiás às margens do Rio Paranaíba, a 18°28'36.4"S e 47°59'05.1"W. A região está inserida no domínio do Cerrado, e dentre as fitofisionomias presentes, as mais representativas são: cerrado *stricto-sensu*, campos limpos, cerradões e as matas ciliares do rio Paranaíba e seus afluentes (Pacuera, 2014).

Para avaliar se o fragmento remanescente é a principal fonte de propágulos para a regeneração natural foram percorridos 4 transectos de 205m ao longo da área. Em cada transecto foram marcadas sete parcelas de 10x10m com distância de 20m entre si, totalizando 28 parcelas (280 m²) (Figura 01). Em cada parcela, todos os indivíduos lenhosos com pelo menos 2 pares de folhas foram inventariados e a cobertura foi estimada pelo método de escala Braun-Blanquet (1979).

Todos os indivíduos foram fotografados e, sempre que possível, amostras de ramos contendo estruturas reprodutivas (flores ou frutos) foram coletadas para montagem de coleção de referência e depositadas na coleção do herbário Professor José Badini da Universidade Federal de Ouro Preto.

Para identificação das espécies foram usadas chaves analíticas e consulta à bibliografia especializada. Posteriormente, aquelas espécies identificadas, foram classificadas quanto à síndrome de dispersão utilizando os critérios propostos por van der Pijl (1982) separados em grupos básicos: anemocóricas, zoocóricas e autocóricas. Além disso, foi realizado um sobrevôo com drone para realizar o censo de todos os indivíduos arbóreos adultos presentes na área.

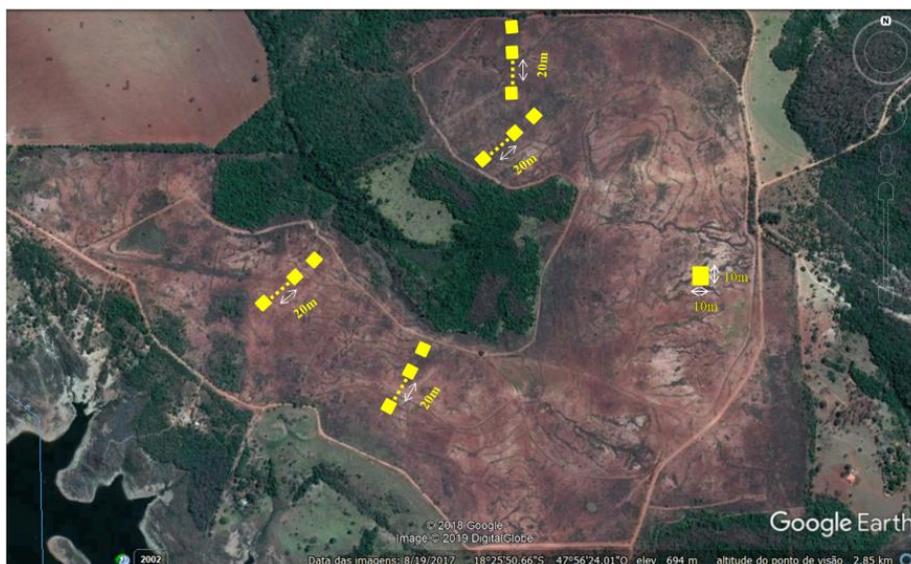


Figura 01 - Área de empréstimo da UHE Emborcação. Desenho amostral do levantamento florístico realizado na área com um total de 28 parcelas inventariadas.

Para verificar se o fragmento é a fonte de propágulos para a área degradada foram construídos modelos lineares generalizados (GLM) em que a variável explicativa foi a distância do fragmento e as variáveis respostas foram a abundância, a riqueza, a cobertura vegetal. Além disso, para verificar se cada transecto recebe diferentes propágulos, independente da distância do fragmento, foram construídos GLMs em que a variável explicativa foi o transecto e as variáveis respostas foram a abundância, a riqueza, a cobertura vegetal. Todos os modelos foram construídos utilizando uma distribuição de erros adequada para cada variável resposta, de acordo com a crítica ao modelo Crawley (2007). Todas as análises foram realizadas no software R Core Team (2015).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram amostrados no levantamento florístico 74 indivíduos. Destes, já foram identificadas 11 espécies distribuídas em seis famílias. A família mais representativa foi a Fabaceae com cinco espécies, seguida da Malpighiaceae com duas espécies e as famílias Anacardiaceae, Dilleniaceae, Moraceae e Solanaceae representadas por 1 espécie cada (Tabela 01).

Nas primeiras visitas *in situ* foram observados diásporos dispersos sobre o solo indicando que alguns mecanismos de dispersão estão presentes. Por outro lado, o solo da área é bastante duro, compactado, praticamente desprovido de matéria orgânica, condições que impõem restrições severas à germinação e/ou ao estabelecimento das plantas (ALVES et al., 2007). O baixo número de indivíduos arbóreos adultos (aproximadamente 3.000) observados com o sobrevoo com drone, representando apenas 10% do que foi plantado há 17 anos, demonstra o baixo sucesso dessa tentativa de restauração ambiental.

A família Fabaceae, é a mais representativa neste estudo, entre regenerantes e adultos, a altura média dos indivíduos foi de 1,15m e os regenerantes considerados aqueles com até de 40cm de altura. Esta família está em todos os domínios fitogeográficos sendo frequentemente citada como uma das mais diversas e importantes em áreas de Cerrado no Brasil (FELFILI et al.,1992; KUHLMANN 2016).

Tabela 01 - Espécies encontradas na área de empréstimo da UHE-Emborcação em recuperação e suas síndromes de dispersão.

N	Família	Nome científico	Nome popular	Síndrome de dispersão	Principal dispersor
01	Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i>	pau pombo	zoocórica	aves
02	Dilleniaceae	<i>Curatella americana</i>	lixreira	zoocórica	aves
03	Fabaceae	<i>Inga sp.</i>	-	-	-
04	Fabaceae	<i>Machaerium opacum</i>	jacarandá do cerrado	anemocórica	vento
05	Fabaceae	<i>Stryphnodendron adstringens</i>	barbatimão	zoocórica	mamíferos
06	Fabaceae	<i>Peltogyne confertiflora</i>	jatobá roxo	autocórica	-
07	Fabaceae	<i>Sclerolobium paniculatum</i>	carvoeiro	anemocórica	vento
08	Malpighiaceae	<i>Byrsonima crassifolia</i>	murici	zoocórica	aves
09	Malpighiaceae	<i>Byrsonima sp.</i>	-	-	-
10	Moraceae	<i>Brosimum gaudichaudii</i>	mama cadela	zoocórica	mamíferos
11	Solanaceae	<i>Solanum lycocarpum</i>	lobeira	zoocórica	mamíferos

A maior parte (54%) das espécies identificadas apresenta dispersão zoocórica, enquanto a anemocórica contribuiu com 18%, e autocórica 9%. As sementes zoocóricas que se dispersam depois de passar pelo trato digestivo dos animais, sofrendo escarificação natural, têm a vantagem de colonizar habitats mais distantes (VIEIRA et al., 2002), embora espécies anemocóricas possam ser mais presentes em áreas abertas com clima sazonal. O mesmo foi observado em estudo recente por Kuhlmann (2016) que analisou as proporções das estratégias de dispersão em savana, e as espécies zoocóricas foram predominantes.

A riqueza e abundância das espécies não variam na área degradada em relação a distância do fragmento, não houve diferença nos parâmetros analisados, riqueza ($p = 0,8435$), abundância ($p=0,6889$) e cobertura vegetal ($p= 0.5177$) (figura 02.a.b.c), sugerindo que as plântulas encontram as mesmas dificuldades para se estabelecerem. Em relação aos transectos, a abundância varia independente da distância ($p= 0,03973$) e foi maior no transecto 3 (figura 03b), enquanto a cobertura vegetal ($p=0.01459$) foi maior no primeiro transecto (figura 03c). A riqueza de espécies não variou dentro da área amostrada ($p= 0.1068$) (figura 03a).

A cobertura do solo nas parcelas é predominantemente de espécies gramíneas. Neste estudo o transecto que apresentou maior abundância de espécies também foi o que apresentou menor cobertura de gramíneas. A presença de predominante de gramíneas pode inibir o estabelecimento das espécies dos estágios sucessionais

subsequentes uma vez que competem por nutrientes e causam sombreamento, que é um fator limitante a espécies pioneiras que são intolerantes à sombra (CHEUNG, 2009; PEREIRA, 2012).

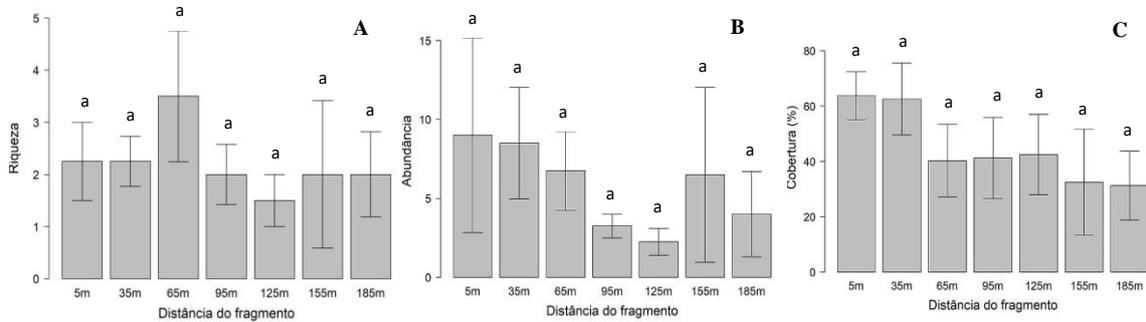


Figura 02 - Riqueza (a), abundância (b) e cobertura vegetal (c) em relação à distância do fragmento. Médias destacadas com letras diferentes diferem entre si a 5% de probabilidade.

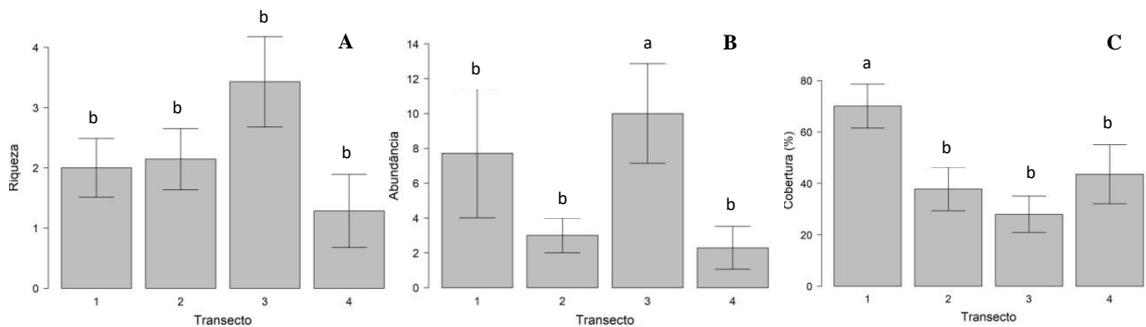


Figura 03 - Riqueza (a), abundância (b) e cobertura vegetal (c) em relação aos transectos. Médias destacadas com letras diferentes diferem entre si a 5% de probabilidade.

CONCLUSÕES

A tentativa de revegetação à época do PRAD não foi bem sucedida, apenas 10% dos indivíduos estão estabelecidos na área. As parcelas mais próximas ao fragmento remanescente de vegetação não possuem maior riqueza e abundância de espécies, sugerindo que a área degradada não é grande o suficiente para reduzir a chegada de diásporos via dispersão zoocórica (mais relevante na área) ou anemocórica. É necessário pensar em outras técnicas além do plantio e semeadura para favorecer o sucesso da restauração nesse ambiente.

AGRADECIMENTOS

À CEMIG/ FAPEMIG (GT0602) pelo financiamento da pesquisa.

REFERÊNCIAS

Alves MC, Suzuki LGAS, Suzuki LEAS. Densidade do solo e infiltração de água como indicadores da qualidade física de um Latossolo Vermelho distrófico em recuperação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 2007; 31(4): 617-625.

Alves MC, Nascimento V, Souza ZM. 2012. Recuperação em área de empréstimo usada construção de usina hidrelétrica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. 2012; 16 (8): 887-893.

Cheung KC, Marques MCM, Liensch D. Relação entre a presença de vegetação herbácea e a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagens abandonadas na Floresta Ombrófila Densa do Sul do Brasil. *Acta botânica brasilica*. 2009; 23(4): 1048-1056.

Felfili JM, Silva-Júnior MC, Rezende AV, Machado JWB, Walter BMT, Silva PEN, et al. Análise comparativa da florística e fitossociologia da vegetação arbórea do cerrado sensu stricto da Chapada Pratinha, DF-Brasil. *Acta Botanica Brasilica*. 1993. 6(1): 27-46.

Ferreira WC, Botelho SA, Davide AC, Faria JMR. Avaliação do crescimento do estrato arbóreo de área degradada revegetada à margem do Rio Grande, na Usina Hidrelétrica de Camargos, MG. *Revista Árvore*. 2007; 31(1): 177-185.

Kuhlmann M. Estratégias de dispersão de sementes no bioma cerrado: considerações ecológicas e filogenéticas. Tese (Doutorado em Botânica) - Universidade de Brasília. 2016.

Ingá Engenharia e Consultoria Ltda., CEMIG. Plano Ambiental de Conservação e Uso do Entorno do Reservatório Artificial (Pacuera) da UHE- Emborcação. Belo Horizonte: 2018.

Pereira SR. Recuperação florestal através de semeadura direta: uso da superação de dormência e influência do tamanho de sementes e de gramíneas exóticas no estabelecimento de espécies de árvores. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos. 2012.

Santos GL, Pereira MG, Delgado RC, Torres JLR. Natural Regeneration In Anthropogenic Environments Due To Agricultural Use In The Cerrado, Uberaba, MG, Brazil. *Bioscience Journal*. 2017; 33(1): 169-176.

Vicente A, Santos AMM, Tabarelli M. Variação no modo de dispersão de espécies lenhosas em um gradiente de precipitação entre floresta seca e úmida no Nordeste do Brasil. Editora Universitária da Universidade Federal de Pernambuco. 2003; 565-592.

Vieira DLM, Aquino FG, Brito MA, Fernandes-Bulhão C, Henriques RPB. Síndromes de dispersão de espécies arbustivo-arbóreas em Cerrado sensu stricto do Brasil Central e savanas amazônicas. *Revista Brasileira de Botânica*. 2002; 25(2): 215-220.

DEZESSETE ANOS DEPOIS... O QUE DEU ERRADO?

Yuri Andrade Figueiredo de Souza¹; Mariangela Garcia Praça Leite¹; Maria Augusta Gonçalves Fujaco¹,
Alessandra Rodrigues Kozovits¹, Maria Cristina Teixeira Braga Messias¹

RESUMO: Áreas de empréstimo constituem sistemas profundamente degradados e destituídos de resiliência natural. Essas áreas acabam por ser alvo de projetos de restauração ecológica para se tentar reestabelecer a resiliência local e, por conseguinte, ocorrer o restabelecimento da vegetação. O presente trabalho visa analisar um projeto de recuperação de área degradada (PRAD) de Cerrado, entre os anos de 2001-2002 que fracassou. O estudo foi em uma área de empréstimo de argila para construção de uma barragem hidrelétrica (UHE Emborcação). Para se entender o que deu errado no projeto, foram analisados e comparados indicadores de qualidade de solo (granulometria, permeabilidade, compactação, teor de matéria orgânica, pH e fertilidade). Foram coletadas 41 amostras de solo, entre a área alvo de recuperação (degradada) e o cerrado adjacente ainda com vegetação nativa (referência). O mapeamento com VANT contabilizou aproximadamente 3000 indivíduos arbustivos/arbóreos na área degradada, do que restou de um plantio de 35.000 mudas. Análises granulométricas não mostraram diferenças significativas, mas comprovaram o caráter argiloso do solo original. A área degradada apresenta maior heterogeneidade do substrato no que tange a permeabilidade, mas compactação muito mais elevada. Os resultados mostram um solo de qualidade bem inferior, da área degradada com relação a de referência, com menores teores de K, MO e elevada compactação. Esses fatores podem ser atribuídos a falta de monitoramento após a implantação do PRAD, buscando melhoria contínua do projeto e correção de eventuais divergências, e a aplicação de técnicas tradicionais que não visaram a reestruturação do solo para o restabelecimento perene da vegetação.

Palavras chave: Cerrado; Restauração; Solo; Monitoramento; Área de empréstimo

INTRODUÇÃO

A construção de barragens demanda expressiva quantidade de recursos minerais, que são retirados, de maneira geral, de locais próximos, denominados áreas de empréstimo. Essas áreas têm suas condições ambientais naturais completamente alteradas, o que engendra uma profunda degradação do ecossistema. A paisagem, em especial a topografia, é modificada, o solo é removido juntamente com a vegetação e

¹ Programa de Pós Graduação em Ecologia de Biomas Tropicais – Departamento de Biodiversidade, Evolução e Meio Ambiente, Instituto de Ciências Biológicas e Exatas – Universidade Federal de Ouro Preto / MG

fauna. Ou seja, os meios de regeneração (resiliência), como matéria orgânica, nutrientes, microorganismos, fauna edáfica, banco de sementes, banco de plântulas e rebrota são removidos e eliminados. (Balensiefer, 2000; Primavesi, 2002; Jakovac, 2007; Alves & Souza, 2008; Alves et al., 2012; Neri & Sánchez, 2012). As áreas de empréstimo correspondem a sistemas com nível de degradação tão elevado, que a resiliência local é muita das vezes significativamente reduzida ou até mesmo dirimida, impedindo a regeneração natural de ocorrer ou se desenvolver de forma muito lenta (Alves & Souza, 2008). A retirada progressiva dos horizontes superficiais do solo, pode vir a expor o horizonte C gerando compactação, baixa disponibilidade de nutrientes, lixiviação de matéria orgânica e barreiras físicas ao desenvolvimento radicular (Moreira, 2004; Alves et al. 2012). Cenários como o descrito, acabam por determinar a necessidade de intervenção e emprego de projetos e técnicas de recuperação ambiental que visem cessar a evolução da degradação e a restauração do ecossistema, tanto em termos de processos como de resiliência, para que possa ocorrer uma futura sucessão ecológica equilibrada.

A UHE Emborcação, construída durante o período de 1976 a 1981, teve sua operação iniciada em 1982. A construção da barragem, de enrocamento e terra, demandou grande quantidade de argila, retirada de uma área de empréstimo localizada no distrito de Pedra Branca, Catalão/GO. Após a exploração, a área foi abandonada, constituindo um enorme passivo ambiental e desprovida de qualquer tipo de atividade corretiva, que na época não era uma exigência. Com decorrer do tempo, a área desprovida de qualquer cobertura vegetal, desenvolveu processos erosivos laminares e lineares, originando ravinas, grotas e voçorocas. Um Termo de Ajuste de Conduta entre a CEMIG e o Ministério Público (GO – P. M. Catalão) culminou na elaboração de um Plano de Recuperação de Área Degradada – PRAD Pedra Branca. Entre 2001 e 2002 o PRAD foi executado pela PETREL Engenharia. Em grosso modo, o projeto de reabilitação foi dividido em três etapas subsequentes: controle de drenagens e reconstituição da topografia (terraços em nível, faixas de infiltração com gramíneas e canaletas verdes canaletas de concreto armado e dissipadores de energia); melhoria do substrato (subsolagem, aração, gradagem, correção do pH e adubação) e revegetação (plantio de herbáceas, dispersão de sementes e plantio de 35.000 espécimes).

O presente trabalho buscou avaliar o estágio em que se encontra a antiga área de empréstimo da UHE Emborcação, dezessete anos depois da execução do PRAD, e entender o que deu errado.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O local de trabalho insere-se no bioma Cerrado e, geograficamente, localiza-se no distrito de Pedra Branca - Catalão/GO, nas coordenadas centrais 18°25'53.91"S e 47°57'2.75"O (Figura 1). A área, constituída principalmente por Latossolos-vermelhos e vermelhos-amarelo, tem por volta de 220 ha, e teve seus horizontes A, B e até mesmo, em alguns pontos, o horizonte C, removidos.

Mapeamento com VANT (Veículo Aéreo Não Tripulado)

Em março de 2019 foram realizados três sobrevoos de VANT sobre a área de estudo e gerados os seguintes produtos: Ortomosaico GSD de 5 a 10cm; mapa de NDVI (Normalized Difference Vegetation Index que equivale em português a Índice de Vegetação da Diferença Normalizada); Carta topográfica com curvas de nível com intervalos de 1m. Além disso, foi estimada a quantidade de indivíduos arbóreos/arbustivos dentro da área degradada.

Amostragens e análises in situ

A fim de se avaliar as possíveis causas do insucesso do PRAD, foram coletadas 41 amostras de solo (aproximadamente 0,5kg), sendo 29 na área degradada e 12 na área de cerrado preservada para análises em laboratório (Figura 1). Em campo, foram realizadas análises de compactação, com o auxílio de penetrômetros (modelos “Dial Geotester Pocket Penetrometer” e Penetrolog da Falker) e de permeabilidade (condutividade hidráulica), com o auxílio de um penetrômetro Guelph.

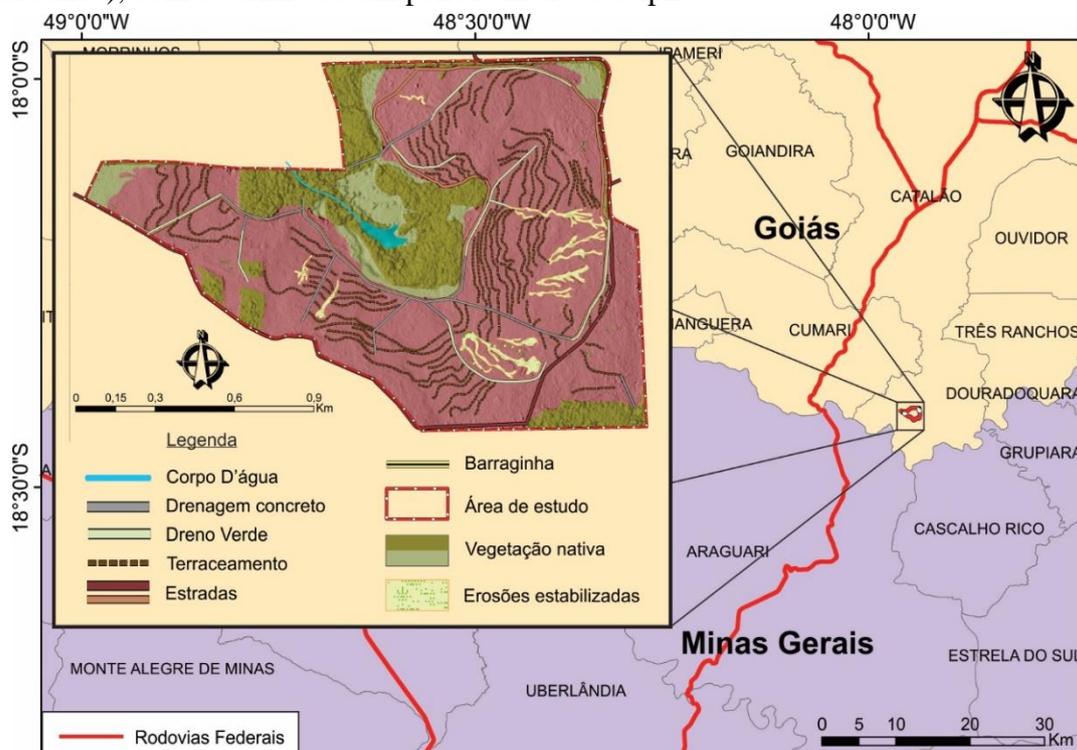


Figura 1 - Mapa de Localização da área.

Análises laboratoriais

No laboratório de solos da Universidade Federal de Viçosa – UFV, foram determinadas as granulometrias e analisados Matéria Orgânica (MO), pH e fertilidade, de acordo com as metodologias empregadas pela EMBRAPA (1997).

Análises estatísticas

No software Minitab16[®] foram realizados os testes estatísticos de normalidade (Kolmogorov-Smirnov), os testes t-Student e Mann-Whitney e as análises de Principais Componentes (PCA).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados demonstram que não houve diferença significativa da granulometria entre as áreas (areias $p=0,832$; silte $p=0,09$; argilas $p=0,09$), apesar da área preservada apresentar resultados mais homogêneos, sempre apontando para a característica argilosa e franco-argilosa do substrato (percentual médio 47%), motivo pelo qual foi usada como área de empréstimo.

A área degradada encontra-se significativamente mais compactada que a área preservada ($p=0,000$ – Figura 2) A compactação afeta diretamente o desenvolvimento vegetal formando literalmente barreiras físicas ao desenvolvimento radicular. Solos muito compactos podem gerar mudanças anatômicas significativas nas raízes, como a relação entre o cilindro vascular e espessuras do córtex (Basso *et al.* 1999), limitando o desenvolvimento vegetal, o que pode explicar a ausência de vegetação e grande quantidade de plantas “anãs” na área degradada. Já a permeabilidade não apresentou diferença significativa ($p=0,54$; Figura 2), ambas com taxas de infiltração médias muito semelhantes (degradada = $4,41 \times 10^{-06} \text{m}^3/\text{s}$; preservada = $4,86 \times 10^{-06} \text{m}^3/\text{s}$), porém com desvios padrão muito diferentes (degradada = $2,60 \times 10^{-06} \text{m}^3/\text{s}$; preservada = $0,69 \times 10^{-06} \text{m}^3/\text{s}$), com a área degradada com resultados muito heterogêneos, função das diferenças do solo residual.

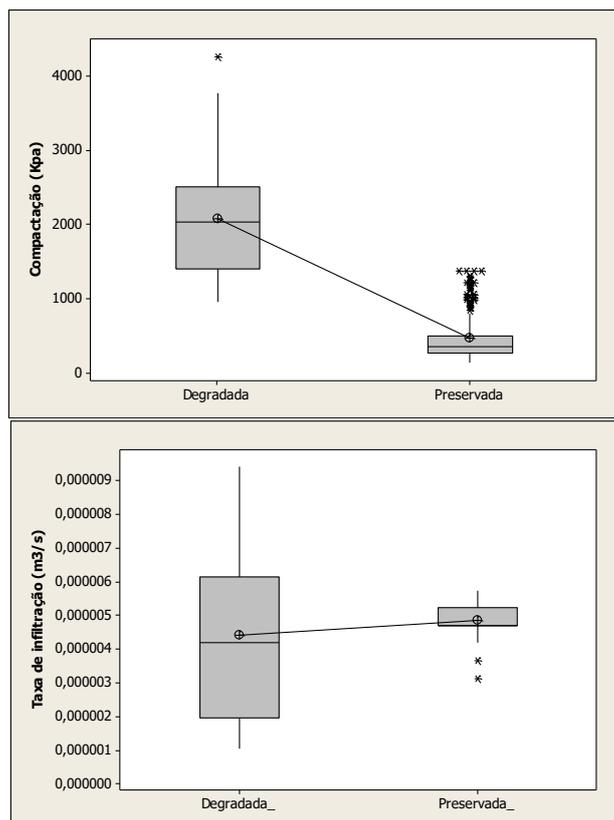


Figura 2 - Gráficos boxplot para (a) compactação e (b) taxa de infiltração.

Os solos de ambas as áreas são ácidos (degradada = $4,6 \pm 0,7$; preservada = $4,6 \pm 0,7$). Os teores de MO (degradada = $0,8 \pm 0,5 \text{ dag/Kg}$; preservada = $3,0 \pm 1,3 \text{ dag/Kg}$; $p=0,000$), P (degradada = $0,3 \pm 0,7 \text{ mg/dm}^3$; preservada = $0,45 \pm 0,4 \text{ mg/dm}^3$; $p=0,000$), K (degradada = $30,7 \pm 18,8 \text{ mg/dm}^3$; preservada = $117,6 \pm 45,8 \text{ mg/dm}^3$; $p=0,000$) e N (degradada = $0,02 \pm 0,01 \text{ dag/Kg}$; preservada = $0,09 \pm 0,03 \text{ dag/Kg}$) são maiores na área preservada, com destaque para os teores de MO e K que são significativamente diferentes.

A figura 3 apresenta os resultados da PCA com os dados de MO, pH e fertilidade. Percebe-se uma clara diferenciação entre as áreas, o que pode explicar o insucesso do projeto de reabilitação realizado há 17 anos.

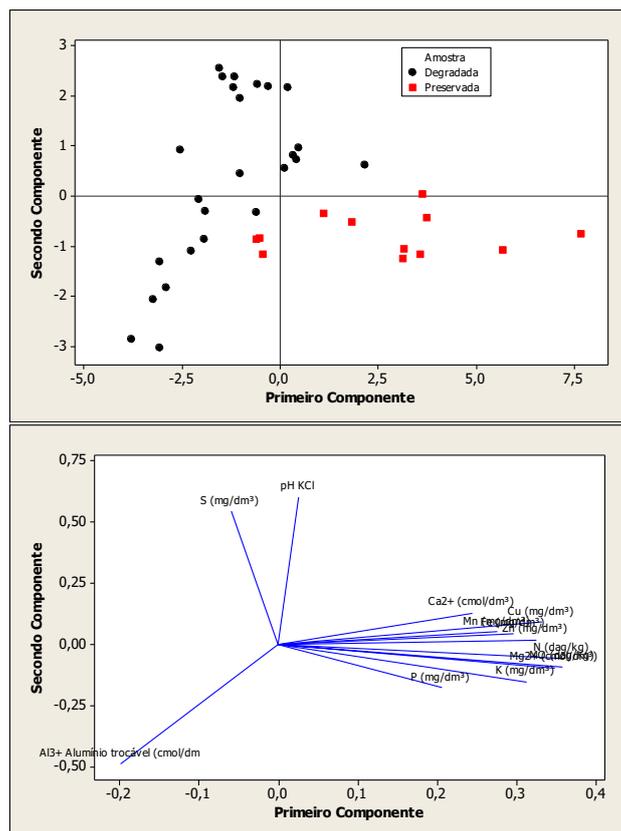


Figura 3 - Resultados da PCA com os dados de MO, pH e fertilidade.

CONCLUSÕES

Apesar de ter sido implementado um projeto caro e ambicioso de reabilitação durante a execução do PRAD, que incluiu a subsolagem e correção do substrato há 17 anos, fica nítido que não foi suficiente para garantir o sucesso do projeto. Por estarem expostos horizontes mais profundos do perfil de solo (final do B e o C), pobres em matéria orgânica e nutrientes e com condições físicas limitantes ao desenvolvimento vegetal, somente um monitoramento periódico e sistemático teria permitido se avaliar o progresso do processo de recuperação, possibilitando a identificação de falhas no projeto original ou respostas não adequadas, que necessitam ser corrigidas (SER, 1995; Falk *et al.* 2006). Como isso não foi realizado de forma adequada, o resultado foi uma baixa eficiência da hidrossemeadura e baixa taxa de sobrevivência das mudas, restando atualmente apenas uma gramínea esparsa e menos de 10% de árvores/arbustos, dos quais muitos possuem tamanho reduzido (plantas anãs).

AGRADECIMENTOS

Agradecimentos à UFOP, à CEMIG e à FAPEMIG que possibilitaram o presente estudo.

REFERÊNCIAS

Alves M C, Nascimento V, Souza ZM. Recuperação em área de empréstimo usada para construção de usina hidrelétrica. *Eng. Agrícola e Ambiental*. 2012; 16(8): 887–893.

Alves MC, Souza ZM. Recuperação de área degradada por construção de hidroelétrica com adubação verde e corretivo. *Revista Brasileira de Ciência do solo*. 2008; 32(6): p.2505-2516.

Balensiefer MA. Contribuição de empresas do setor florestal na restauração de ecossistemas florestais. *Ação Ambiental*. 2007; v. 36.

Bassoi LLh, Flori JE, Alencar CM, Silva JAM, Ramos CMC. Distribuição espacial do sistema radicular da pupunheira em solos irrigados no Vale do São Francisco. *Eng Agric*. 1999; 19: 163-176.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de métodos de análise de solo. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 1997.

Falk DA, Palmer MA, Zedler JB. *Foundations of Restoration Ecology*. Island Press. 2006, 364p.

Jakovac ACC. O uso do banco de sementes florestal contido no topsoil como estratégia de recuperação de áreas degradadas. 2007. 142p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, Brasil. 2007.

Moreira PR. Manejo do solo e recomposição da vegetação com vistas a recuperação de áreas degradadas pela extração de bauxita, Poço de Caldas, MG. 2004. 139p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Rio Claro: UNESP. 2004.

Neri AC, Sánchez LE. Guia de boas práticas de recuperação ambiental em pedreiras e minas de calcário. São Paulo: ABGE - Associação Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental. 2012.

Primavesi A. Manejo ecológico do solo: agricultura em regiões tropicais. São Paulo: Nobel. 2002; 549p.,

SER. Ecological Restoration: A Definition and Comments. *Rest. Ecol*. 1995; 3(2): 71-75.

Sigavuru M, Fujiwara T, Samaj J, Baluska F, Yang Z, Osawa H, et al. Aluminium-induced 1,3-b -D-glucan inhibits cell-to-cell trafficking of molecules through plasmodesmata. A new mechanism of aluminium toxicity plants. *Plant physiol*. 2000; 124(3): 991-1006.

Van Raij B. Fertilidade do solo e manejo de nutrientes. International Plant Nutrition Institute, Piracicaba. 2011.

DINÂMICA DA REGENERAÇÃO NATURAL EM FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL

Larissa Oliveira Vilela¹; Jessica Ferreira da Silva¹, Liliane da Silva ¹Mello²; Sandro Menezes Silva³;
Zefa Valdivina Pereira³

RESUMO: As florestas estacionais semidecíduais vêm sendo paulatinamente substituídas por outros tipos de uso do solo, o que faz com que pesquisas sobre a dinâmica de sua regeneração natural sejam fundamentais na restauração ecológica. Este estudo investigou a dinâmica da regeneração natural em dois fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (Submontana e Aluvial), com base na chuva de sementes e seu papel na constituição do banco de sementes do solo. Para a chuva de sementes foram instalados aleatoriamente 15 coletores no interior de cada fragmento, e para o banco de sementes foram coletadas amostras de solo em trincheiras verticais, desprezando-se a serapilheira. Além da avaliação das espécies ocorrentes em cada componente estudado, fez-se uma ordenação por meio do Escalonamento Multidimensional Não Métrico, por meio do *software* livre R versão 3.5.1. Foram amostradas 111 espécies na chuva e no banco de sementes nas duas fitofisionomias, sendo somente três comuns à chuva e ao banco - *Myrsine umbellata* Mart., *Psychotria carthagenensis* Jacq. e *Forsteronia pubescens* A.DC. A baixa similaridade na composição de espécies entre as áreas indica que, mesmo havendo dispersão de propágulos pela chuva de sementes entre as diferentes fisionomias, a pressão exercida pela saturação hídrica impede o estabelecimento das espécies da floresta submontana na área aluvial, reforçando o papel desse filtro ecológico na estruturação e diferenciação dessas florestas.

Palavras chave: chuva de sementes; banco de sementes; filtros ecológicos.

INTRODUÇÃO

Os processos de regeneração natural (sucessão secundária) são mecanismos de recuperação da estrutura, função, composição do ecossistema (CHAZDON & GUARIGUATA, 2016) e manutenção da diversidade inerentes à floresta. Sob as devidas condições, a regeneração natural se dá por si só, seguindo processos de colonização de espécies e assembleia de comunidades (GUARAIGUATA &

¹ Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Federal da Grande Dourados.

² Programa de Pós-graduação em Biologia Geral e Bioprospecção, Universidade Federal da Grande Dourados.

³ Docente - Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais, Universidade Federal da Grande Dourados.

OSTERTAG 2001, CHAZDON 2008, 2014). A regeneração natural compreende a chuva de sementes, o banco de sementes do solo e o banco de plântulas (SCCOTI et al., 2011), envolvendo a produção, maturação e germinação de sementes e o estabelecimento e sobrevivência de plântulas que constituem o estoque genético da vegetação.

O banco de sementes do solo constitui uma reserva de sementes viáveis e não germinadas presentes no solo (GONZÁLEZ-RIVAS et al., 2009), atuando como um indicador de resiliência do ecossistema e determinando a trajetória da sucessão secundária (PAKEMAN & SMALL, 2005). Já a chuva de sementes, isto é, a dispersão de sementes, propicia a formação do banco de sementes do solo, o que promove a entrada de novas espécies (TILMAN, 1999), sendo um processo fundamental na manutenção das comunidades vegetais.

O processo de sucessão pode seguir múltiplas trajetórias, em virtude disso, cada comunidade final portará consigo particularidades florísticas que, por sua vez, serão definidas pelos históricos de perturbações naturais e humanas (FIGUEIREDO, 2016). Alguns fatores (bióticos, abióticos e/ou antrópicos), também denominados filtros (RODRIGUES, 2013), podem ser fundamentais para a composição de espécies, estrutura e diversidade do componente regenerante, influenciando, assim, o próprio processo sucessional (CHAZDON, 2012; TEIXEIRA et al., 2014; JOHNSON et al., 2014).

Investigações sobre processos e dinâmica da regeneração natural podem auxiliar no planejamento e execução de atividades de manejo e restauração ecológica, uma vez que estas nos ajudam a compreender o papel dos diferentes tipos de vegetação sobre os processos de recrutamento de plântulas e estabelecimento após distúrbios antrópicos graves (SILVESTRINI et al., 2012). Portanto, nossa hipótese é que, uma vez havendo a troca de diásporos entre fisionomias diferentes em função da proximidade de seus respectivos fragmentos florestais, há também a interferência na composição do banco de sementes, contudo algumas espécies podem não se estabelecer devido à pressão de determinados filtros ecológicos. Este estudo objetivou compreender a dinâmica da regeneração natural, focando na ação da chuva de sementes na manutenção do banco de sementes do solo, entre duas fisionomias de Floresta Estacional Semidecidual.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em dois fragmentos florestais, um de Floresta Estacional Semidecidual Submontana (FESS) e outro de Floresta Estacional Semidecidual Aluvial (FESA), distantes cerca de 900 m um do outro, entre as coordenadas 20°57'38,74"S, 54°44'56,93"O e 20°57'46,75"S, 54°44'54,99".

Para o estudo da chuva de sementes, foram instalados aleatoriamente 15 coletores de tela de nylon (2 mm de malha), com 1 m² de área e 50 cm de profundidade, suspensos a 1,30 m do solo, nos quais o material depositado foi recolhido mensalmente, entre julho de 2017 e junho de 2018.

Para a análise do banco de sementes do solo foram abertas trincheiras verticais, com 20x20x10 cm, nas quais foram coletadas amostras de solo, desprezando-se a serapilheira, acondicionando-as em sacos plásticos para serem transportados ao viveiro da Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais - UFGD, onde foram expostas à luz natural com sombrite a 50%. Cada amostra de solo foi distribuída em um substrato de areia esterilizada e vermiculita, em bandejas plásticas retangulares perfuradas para a devida drenagem. Entre as amostras foram colocadas aleatoriamente 12 bandejas com areia esterilizada e vermiculita para controle de contaminação. As amostras foram avaliadas diariamente entre setembro de 2017 e agosto de 2018.

A ordenação dos dados obtidos foi realizada por meio do Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), baseada na matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis, com o pacote Vegan (OKSANEN et al., 2018) do *software* R versão 3.5.1 (R Core Team, 2018). Para verificar se houve diferença entre as áreas para as variáveis utilizou-se a MANOVA (*Análise de Variância Multivariada*) (FRIEDRICH et al., 2016).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram amostradas 111 espécies na chuva e o banco das duas fisionomias; somente três estiveram presentes tanto na chuva quanto no banco de sementes de ambas fitofisionomias: *Myrsine umbellata* Mart., *Psychotria carthagenensis* Jacq. e *Forsteronia pubescens* A.DC. A baixa similaridade na composição de espécies entre as áreas de FESS e FESA, indica que, apesar de haver a dispersão de propágulos pela chuva de sementes, a pressão exercida pela saturação hídrica impede o estabelecimento de determinadas espécies, atuando como um filtro ecológico importante na estruturação da vegetação. Áreas sujeitas à inundação, como a Floresta Estacional Semidecidual Aluvial, possuem características próprias (RODRIGUES, 1989), comportando-se como fatores de seleção para a vegetação (MANTOVANI et al., 1989).

Em relação à chuva e o banco de sementes para cada área, seis espécies estiveram presentes para o fragmento de FESS: *M. umbellata*, *P. carthagenensis*, *F. pubescens*, *Cecropia pachystachya* Trécul, *Ficus guaranitica* Chodat e *Aegiphila integrifolia* (Jacq.) Moldenke. No que se refere à FESA, apenas três espécies foram compartilhadas entre o banco e a chuva de sementes: *M. umbellata*, *P. carthagenensis* e *F. pubescens*.

A variação na composição de espécies de plantas foi representada pela ordenação em duas dimensões (stress =0,14), sendo 92% da variância total na matriz de distância de Bray-Curtis foi recuperada pela ordenação (Figura 1). As diferentes fitofisionomias e a abundância do banco e da chuva de sementes explicaram a variação na composição de espécies (Pillai = 0.87359; gl = 2 e 51; $p < 2.2e-16$).

Cruzando os dados entre banco de sementes FESS com chuva de sementes FESA e entre banco de sementes FESA e chuva de sementes FESS, obtivemos em ambos os casos, novamente o compartilhamento das espécies *M. umbellata*, *P. carthagenensis* e *F. pubescens*. No entanto, ao compararmos o banco de sementes FESA e chuva de sementes FESS, além das três espécies citadas anteriormente, encontramos também *C. pachystachya*, indicando que a espécie vinda por propágulos via chuva de sementes, se estabelece mesmo com a pressão exercida pelos filtros ecológicos na área aluvial. *C. pachystachya* é uma árvore pioneira, de crescimento rápido, seletiva higrófila, ocorrendo em matas ciliares, bordas de florestas e clareiras (BATISTA et. al., 2008).

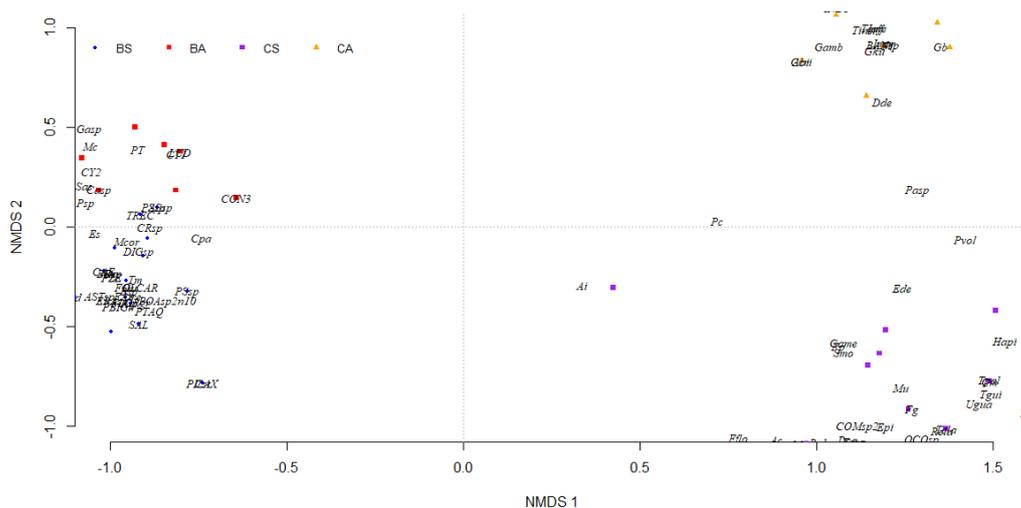


Figura 1 - Ordenação de espécies da chuva e do banco de sementes do solo em duas fitofisionomias de Floresta Estacional Semidecidual, produzido pela análise NMDS (*Nonmetric multidimensional scaling*). As letras representam as iniciais de cada espécie amostrada. BS, Banco de sementes do solo da FESS; BA, Banco de sementes do solo FESA; CS, Chuva de sementes da FESS; CA, Chuva de sementes da FESA.

CONCLUSÕES

Apesar da proximidade entre as áreas analisadas, houve baixa influência da chuva de sementes no banco de sementes do solo em ambas as áreas. O que pode ser

explicado pela ação exercida pela saturação hídrica do solo, que impede o estabelecimento dos propágulos provenientes da chuva.

AGRADECIMENTOS

À CAPES pela bolsa concedida e ao CNPq pelo apoio financeiro (processo número: 427250/2016-1).

REFERÊNCIAS

Batista CUN, Medri ME, Bianchini E, Medri C, Pimenta JA. Tolerância à inundação de *Cecropia pachystachya* Trec. (Cecropiaceae): aspectos ecofisiológicos e morfoanatômicos. *Acta Botanica Brasílica*. 2008; 22(1): 91-98.

Chazdon RL, Guariguata MR. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica*. 2016; 48: 844–855.

Chazdon RL, Uriarte M. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. *Biotropica*. 2016; 48: 709–715.

Figueiredo PHA. Regeneração natural de fragmentos de florestas nativas inseridos em paisagens agrícolas muito fragmentadas do noroeste de São Paulo. 2016. 143p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2016.

Friedrich S, Konietzschke F, Pauly M. Analysis of Multivariate Data and Repeated Measures Designs (R Package Version 0.0.4). *Manova.Rm*. Retrieved from <https://CRAN.R-project.org/package=MANOVA.RM>. 2016.

González-Rivas B, Tigabu M, Castro-Marín G, Odén C. Seed germination and seedling establishment of Neotropical dry forest species in response to temperature and light conditions. *Journal of Forestry Research*. 2009; 20(2): 99-104.

Guariguata MR, Ostertag R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology Management*. 2001; 148(1-3): 185–206.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos. Rio de Janeiro: IBGE- Diretoria de Geociências. 2012; 271p.

Johnson DJ, Bourg NA, Howe R, Mcshea WJ, Wolf A, Clay K. Conspecific negative density-dependent mortality and the structure of temperate forests. *Ecology*, Ithaca. 2014; 95(9): 2493-2503.

Mantovani W, Rossi L, Romaniuc-Neto S, Assad-Ludewigs IY, Wanderley MGL, Melo MMRF, et al. Estudo fitossociológico de áreas de mata ciliar em Mogi-Guaçu, SP, Brasil. In: Barbosa LM (coord.). *Simpósio sobre mata ciliar: anais*. Fundação Cargill, Campinas. 1989; 235-267.

Oksanen O, Blanchet FG, Kindt R, et al. *Vegan: Community Ecology Package*. R Package Version 2.3-5. 2016. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

Pakeman RJA, Small JLA. The role of the seed bank, seed rain and the timing of disturbance in gap regeneration. *Journal of Vegetation Science*. 2005; 16(1): 121-130.

Rodrigues E. *Ecologia da restauração*. Editora Planta, Londrina. 2013; 300p.

Rodrigues RR. Análise estrutural das formações ripárias. In: *Anais do I Simpósio Sobre Mata Ciliar*; 1989; São Paulo. Campinas: Fundação Cargill, 1989; 99-119.

Scoti MSV, Araujo MM, Wendler CF, Longhi SJ. Mecanismos de regeneração natural em remanescente de floresta estacional decidual. *Revista Ciência Florestal*, Santa Maria. 2011; 21(3): 459-472.

Silvestrini M, Cysneiro AD, Lima AL, Veiga LG, Isernhagen I, Tamashiro JY, et al. Natural regeneration in abandoned fields following intensive agricultural land use in an atlantic forest island, Brazil. *Revista Árvore*, Viçosa-MG. 2012; 36(4): 659-671.

Teixeira GM, Figueiredo PHA, Valcarcel R, Amorim TA. Regeneração de floresta atlântica sob níveis diferenciados de perturbação antrópica: implicações para restauração. *Scientia Forestalis*, Piracicaba. 2014; 42(104): 533-544.

Tilman D. Ecology Diversity by default. *Science*. 1999; 283(5401): 495-496.

DIVERSIDADE FLORÍSTICA DO BANCO DE SEMENTES DO PARQUE ESTADUAL MATA DA PIMENTEIRA

Maria Monique Tavares Saraiva¹, Cleyson Xavier da Silva², Luzia Ferreira da Silva³,
André Laurênio de Melo³, Keyla Gomes Rodrigues Muniz²

RESUMO: A transposição do banco de sementes representa uma boa alternativa para estimular a sucessão florestal em áreas degradadas, nesse contexto, este estudo teve como objetivo analisar a diversidade do banco de sementes da serapilheira mais solo de duas áreas do Parque Estadual Mata da Pimenteira (PEMP) e sua viabilidade das plântulas para restauração. O banco de sementes do solo mais serapilheira foi coletado em dois ambientes do PEMP, transposto para duas áreas degradadas da UFRPE/UAST. O delineamento utilizado foi em blocos, ao acaso, no modelo fatorial 2 x 2 com dois ambientes de banco de sementes e duas áreas degradadas com cinco repetições cada. O experimento ocorreu com coleta de uma camada de 10 cm de serapilheira mais solo, com auxílio de gabarito de 1m², transposta para duas áreas degradadas (A1 e A2). As espécies emergentes foram contabilizadas, identificadas e, posteriormente, foi determinado o índice de diversidade de Shannon-Weaver. Foram quantificados 144 indivíduos, no qual o material proveniente da Pimenteira apresentou maior emergência em relação ao da Serra Branca. Na área degradada dois foram contabilizados mais indivíduos; contudo a melhor interação ocorreu nas parcelas inseridas na área um, com material da Pimenteira. Em relação ao índice de diversidade de Shannon-Weaver, o maior valor foi entre a interação do material da Pimenteira introduzido na área um, porém entre os materiais em si os valores foram equivalentes. Portanto, os dois materiais introduzidos apresentaram diversidade florística equivalentes, no entanto associado ao manejo de conservação de solo proporcionam maior viabilidade para restauração.

Palavras-chaves: Recomposição florística; nucleação; restauração ecológica.

INTRODUÇÃO

A restauração ecológica visa à recomposição da diversidade de espécies e a sustentabilidade do ecossistema por meio da recuperação ambiental. Em comunidades florestais é denominada restauração florestal, a qual nas duas últimas décadas tem-se

¹ Mestranda em Tecnologia Agroalimentar, UFP, Bananeiras-PB

² Graduandos de Agronomia, UFRPE/UAST

³ Professor associado, UFRPE/UAST

aumentado a busca por alternativas de recuperação de áreas degradadas num contexto ecológico (RODRIGUES et al., 2010).

A Caatinga consiste numa região de forte pressão antrópica e tem o processo de recuperação de suas áreas degradadas influenciado pelo longo período de estiagem e chuvas torrenciais em intervalos curtos (VIEIRA, 2012). De acordo com Medeiros et al. (2015), a execução de técnicas de restauração, que melhor se adaptam às características climáticas deste Bioma, ainda pode ser considerada lenta em relação a outros biomas brasileiros.

Uma das alternativas de restauração ecológica na Caatinga seria o desenvolvimento de técnicas nucleadoras, como a introdução de galharias, poleiros artificiais e transposição do banco de sementes. Estudos relacionados ao desenvolvimento destas técnicas para recuperar áreas degradadas são realizados, com intuito de compreender as interações e mecanismos ecológicos neste ambiente, porém não são comuns nas áreas do semiárido.

O banco de sementes é constituído por sementes viáveis no solo ou associadas à serapilheira, para determinado local em momento específico (SCHORN et al., 2013; FERREIRA et al., 2014). A transposição deste material representa uma boa alternativa para estimular a sucessão florestal em áreas degradadas, no qual, os melhores resultados são obtidos quando o solo superficial e camada de serapilheira são utilizados juntamente (MARTINS et al., 2009; RODRIGUES et al. 2010).

A camada de material vegetal e o solo superficial de uma floresta possuem sementes de diferentes espécies, matéria orgânica, nutrientes e microrganismos que são essenciais no processo de recuperação da fertilidade e atividade biológica dos solos (RODRIGUES et al., 2010).

Neste contexto, este estudo teve como objetivo analisar a diversidade do banco de sementes da serapilheira e solo de duas áreas do Parque Estadual Mata da Pimenteira e sua viabilidade para restauração.

MATERIAL E MÉTODOS

O Parque Estadual da Mata da Pimenteira (PEMP) situa em uma região semiárida na cidade de Serra Talhada/PE, com temperatura média anual em torno de 24,8° C e precipitação média de 642,1 mm anuais (SILVA et al., 2015). De acordo com a classificação climática de Köppen, o clima é do tipo BSw (PERNAMBUCO, 2013).

A serapilheira foi coletada em duas zonas de ambiente natural (ZAN) do PEMP, uma (7°56'S, 38°18'W) localizada próxima a um grande afloramento rochoso denominado Serra Branca (ZAN1) e a outra (7° 53'S, 38°18'W) localizada num trecho mais baixo e plano, conhecido como Pimenteira (ZAN2). O experimento foi implantado em duas áreas (A1 e A2) destinadas a proteção ambiental da UFRPE/UAST, com extensão de 2.500 m² entre fragmentos florestais. A área um (A1) foi manejada durante três anos, com adubação verde.

Foram coletadas cinco parcelas em cada ZAN do PEMP, com solo e serapilheira numa profundidade de 10 cm com gabarito de 1 m² de cano PVC em proporções iguais.

A coleta foi dividida em duas partes e distribuídas em 10 unidades experimentais com dimensões de 1m² com 10 cm de profundidade, nas duas áreas degradadas (Figura 1A) e, além disso, foram inseridas 10 unidades de controle (Figura 1B) em cada área no intuito de distinguir as espécies provenientes do solo da área e do material introduzido.



Figura 1 - (A) Unidade experimental com material. (B) Unidade experimental de controle. Serra Talhada/PE, 2018.

As espécies emergentes foram contabilizadas semanalmente e identificadas quando apresentaram estruturas morfológicas favoráveis à identificação (folhas, flor, fruto) de acordo com cada espécie, sem retirada de nenhum indivíduo. Ao final das contagens foi realizado levantamento de todas as espécies e calculado o índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') para cada interação entre área, material e diversidades individuais do banco de sementes dos materiais, sem distinção das áreas.

O delineamento experimental foi em blocos ao acaso, fatorial 2 x 2 com duas áreas de banco de sementes (ZAN1 e ZAN2) e dois ambientes degradados (A1 e A2), com cinco repetições cada.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Foram contabilizados nas duas áreas 144 indivíduos, no qual o material proveniente da Pimenteira apresentou maior emergência em relação ao da Serra Branca na A1 (Figura 2). Entretanto, a melhor interação ocorreu nas parcelas inseridas na A1, com material da Pimenteira, o que pode estar associado a maior riqueza de propágulos do material coletado, associado ao manejo de solo com adubação verde, que aumenta a fertilidade e melhora as condições físicas em razão da matéria orgânica. Na A2 a quantidade de indivíduos dos dois tratamentos foi equivalente.

No índice de diversidade de Shannon-Weaver, para interação dos materiais e áreas, observou-se que as parcelas da Pimenteira, na A1, apresentaram a maior riqueza florística, seguidas das parcelas da Serra Branca da área dois (Tabela 1). Apesar das parcelas dos dois tratamentos da A2 apresentarem equivalência no número de indivíduos (Figura 2), o índice de Shannon diferiu entre SB e P, em virtude da quantidade de espécies com poucos indivíduos emergentes.

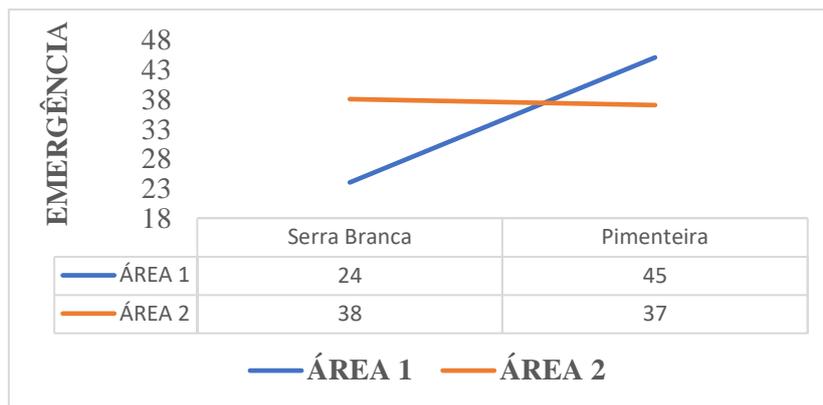


Figura 2 - Quantificação e interação das emergências nas parcelas em campo. Serra Talhada/PE, 2018.

No índice de diversidade individual dos materiais, sem interação das áreas, verificou proximidade entre os dois valores, o que indica que ambos apresentam potencial para recomposição de áreas por meio do banco de sementes, visto que foram coletados em áreas bem preservadas.

Tabela 1 - Índice de Diversidade de Shannon-Weaver (H'). Serra Talhada/PE, 2018

Índice H'	Serra Branca	Pimenteira
Área 1	2,080	2,635
Área 2	2,356	2,188
MATERIAL	2,558	2,631

Neste contexto, verifica-se que durante o planejamento e execução para restauração de áreas degradadas, por meio da transposição de banco de sementes é de suma importância considerar, além da qualidade do material a ser introduzido, as condições de solo do local e torná-lo mais propício possível para um bom desenvolvimento florístico e estabelecimento do método.

CONCLUSÕES

Os dois ambientes naturais do PEMP introduzidos nas duas áreas degradadas apresentaram diversidade florística equivalentes e, ainda, associado ao manejo de conservação de solo proporcionam maior viabilidade para restauração.

AGRADECIMENTOS

Ao CNPq por conceder a bolsa de iniciação científica, o qual seria impossível executar esta pesquisa.

REFERÊNCIAS

Ferreira CD, Souto PC, Lucena DS, Sales FCV, Souto JS. Florística do banco de sementes no solo em diferentes estágios de regeneração natural de Caatinga. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*. 2014; 9(4): 562-569.

Martins SV, Rodrigues RR, Gandolfi S, Calegari L. Sucessão Ecológica: Fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais. In: SV Martins (ed.). *Ecologia de florestas tropicais do Brasil*. 2 ed. Editora UFV, Viçosa. 2009; 19-51.

Medeiros JX, Silva GH, Ramos TM, Oliveira RB, Nóbrega AMF. Composição e diversidade florística de banco de sementes em solo de área de Caatinga. *Revista Holos*. 2015; 8: 03-14.

Pernambuco. Parque Estadual Mata da Pimenteira, Plano de Manejo. 2013. CPRH (Agência Estadual de Meio Ambiente). Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br/ARQUIVOS_ANEXO/PE%20Mata%20da%20Pimenteira%202022%2011%202013.pdf>. Acesso em: 25 de jan. de 2018.

Rodrigues BD, Martins SV, Leite HG. Avaliação do potencial da transposição da serapilheira e do banco de sementes do solo para restauração florestal em área degradada. *Revista Árvore*. 2010; 34: 65-73.

Schorn LA, Fenilli TAB, Krüger A, Pellens GC, Budag J, Nadolny MC. Composição do banco de sementes no solo em áreas de preservação permanente sob diferentes tipos de cobertura. *Revista Floresta*. 2013; 43(1): 49 –58.

Silva TGF, Primo JTA, Moura MSB, Silva SMS, Morais JEF, Pereira PC, et al. Soilwater dynamics and evapotranspiration of forage cactus clones under rain fed conditions. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 2015; 50(7): 515-525.

Vieira HS. Recomposição vegetal utilizando a regeneração artificial, com e sem irrigação, em área ciliar do alto do sertão sergipano. 51 f. 2012. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação). Universidade Federal de Sergipe. São Cristóvão. 2012.

EFEITO DA COBERTURA VEGETAL EM ÁREA DEGRADADA EM PROCESSO DE REGENERAÇÃO NATURAL

Cintia Dayrane Duarte Moreira¹; Jessica Mendes Ferreira¹; Paulo Victor Alves de Oliveira¹

RESUMO: Objetivou-se com este estudo, determinar a cobertura vegetal de uma área degradada, que era usada como pastagem, em processo de regeneração natural, na época de perda de folhas. Para isso, utilizou-se o Índice de Área Foliar (IAF). O estudo foi conduzido no Instituto de Ciências Agrárias (ICA) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), campus Montes Claros. Para coleta dos dados de cobertura vegetal foram alocados três transectos em uma mesma área, sendo o primeiro se encontrando no início da declividade e o último na área mais profunda da paisagem. Em cada ponto, com o auxílio do aplicativo HabitApp, versão 1.1, foi determinado o índice de área foliar a uma altura de 30 centímetros do solo. Os dados obtidos dos transectos foram analisados com a análise de variância (ANOVA) no programa RStudio, e foram submetidos ao teste de médias de Tukey com 5% de nível de significância para determinar as diferenças entre as médias. Observou-se nos primeiros transectos, índices muito baixos de cobertura vegetal com média de 1,5% e 22,3% consecutivos, esses vão mudando conforme a diminuição da erosão laminar. O terceiro transecto apresentou o IAF relativamente alto com média de 58,3%. Apesar de que o teste de médias não apontar diferenças significativas entre a área inicial e a área intermediária, é visualmente perceptível mudanças sutis de transição de vegetação.

Palavras chave: Índice de área foliar; biomassa; dossel.

INTRODUÇÃO

Em virtude da extensa área, aproximadamente 230 hectares, o Instituto de Ciências Agrárias (ICA) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) compreende uma zona de transição de domínios morfoclimáticos. Dentre eles se encontra o domínio Cerrado, que segundo Batalha (2011) há uma variação fisionômica, indo do campo limpo (bioma dos campos tropicais), passando pelas fisionomias intermediária (bioma das savanas) e chegando ao cerradão (bioma das florestas estacionais). E de acordo com a EMBRAPA (2006) é um ambiente de rica biodiversidade, no qual já foram registrados mais de 10 mil espécies de plantas, 159

¹ Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais, Avenida Universitária, 1000, Universitário, CEP 39.404-547, Montes Claros, MG, Brasil.

espécies de mamíferos, 837 de aves, 180 de répteis, 150 de anfíbios, 1.200 de peixes, 67 mil espécies de invertebrados.

Outro importante domínio presente no ICA é o da Mata Atlântica, que segundo Ab' Sáber (2003) é o segundo grande complexo de florestas tropicais biodiversas brasileira. A Mata Atlântica apresenta uma variedade de formações, engloba um diversificado conjunto de ecossistemas florestais com estrutura e composições florísticas bastante diferenciadas, acompanhando as características climáticas da região onde ocorre (Instituto Brasileiro de Florestas - IBF).

Dentre as fitofisionomias que compõem estes domínios estão o cerrado *sensu stricto*, que segundo Batalha (2011) é uma das fisionomias savânicas do cerrado *sensu lato*; e a mata seca, que é uma fitofisionomia da mata atlântica que segundo Murphy & Lugo (1986), Nascimento et al. (2004) referem-se, de um modo geral, às formações arbóreas que ocorrem em regiões com duas estações bem definidas, uma seca e outra chuvosa.

Neste contexto, objetivou-se determinar a cobertura vegetal em uma área degradada, que era usada como pastagem, em processo de regeneração natural, na época de perda de folhas. Para isso, utilizou-se fotografias, que segundo Nascimento (2007) é um método indireto e não destrutivo, que permite descrever a abertura de dossel e relações com a luz, utilizando o Índice de Área Foliar (IAF) que é obtido por meio de modelos baseados na abertura do dossel.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi conduzido no Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais, campus Montes Claros, localizado entre as coordenadas geográficas 16° 39'30" e 16°41'30" S e 43°51'30" e 43°50'00" O. Predomina um relevo ondulado, o clima é caracterizado tropical (tipo Aw segundo Köppen), com invernos secos e verões chuvosos.

Para coleta dos dados de cobertura vegetal foram alocados três transectos em uma mesma área, sendo o primeiro se encontrando no início da declividade e o último na área mais profunda da paisagem (área de transição de cerrado *sensu stricto* para mata seca). Foram determinados seis pontos equidistantes, com intervalos de cinco metros, em cada transecto, somando um total de dezoito pontos.

Em cada ponto, com o auxílio do aplicativo HabitApp, versão 1.1, que determina a densidade de cobertura vegetal através de fotografias, foi determinado o índice de área foliar a uma altura de 30 centímetros do solo, as coordenadas geográficas foram estabelecidas pelo aplicativo Minhas Coordenadas GPS, o mapa da área com os respectivos pontos foi realizado com o auxílio do aplicativo Salva Locais GPS.

O HabitApp é projetado para ajudar na avaliação do habitat no campo, disponibilizando uma maneira simples de medir a cobertura foliar fornecida pelas copas das árvores ao redor.

Foi utilizado uma trena para delimitar as distâncias e um barbante para marcar os transectos de 25 metros com pontos inseridos e demarcados a cada 5 metros; cada transecto com distância de 100 metros na área de estudo, sendo eles paralelos.

As fotografias e as coordenadas foram obtidas com auxílio de um dispositivo móvel com câmera de 16 megapixels de resolução, com abertura f/2.0.

As imagens foram obtidas no período da manhã, sempre procurando se trabalhar com períodos de incidência luminosa semelhantes para melhor homogeneidade das condições da análise. Os dados obtidos dos transectos foram analisados com a análise de variância (ANOVA) no programa RStudio, e foram submetidos ao teste de médias de Tukey com 5% de nível de significância para determinar as diferenças entre as médias.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A composição florística do dossel é estabelecida de acordo com a fertilidade do solo e o abastecimento de água do local. Assim, as variações do Índice de Área Foliar (IAF) decorre conforme as condições da cobertura vegetal e ecofisiológicas das plantas. Dessa forma, é uma importante característica estrutural para a cobertura vegetal de qualquer vegetação, arbórea-arbustiva de acordo com Garcia & Longo (2015).

O dossel do transecto feito na área 1 e da área 2 não apresentaram diferenças significativas com intervalo de confiança a 5% de significância pelo teste de médias de Tukey, já o transecto da área 3 se diferiu estatisticamente das duas anteriores. As perdas de solo nas primeiras áreas do estudo e baixa densidade foliar, são decorrência da intensa atividade antrópica nas duas primeiras áreas e os processos erosivos acometeram-se de forma mais intensa e homogênea em relação a terceira área.

O Índice de Área Foliar observado nos primeiros transectos apresentaram valores muito baixos de cobertura vegetal, com média de 1,5% e 22,3% consecutivos, esses vão mudando conforme a diminuição da erosão laminar. O terceiro transecto apresentou o IAF relativamente alto com média de 58,3%, devido a presença de um solo mais profundo e bem estruturado. Portanto, corresponde a uma maior biomassa e aporte para o desenvolvimento da biodiversidade (Ribeiro *et al*, 2017); na qual, a erosão laminar é inexistente em comparação com os demais transectos.

De acordo com Garcia & Longo (2015), a abertura no dossel, ou seja, baixa densidade de cobertura foliar causa efeito no microclima, na fauna e a regeneração da vegetação, de modo que esse impacto contribui na degradação da área. Já Zatti *et al* (2013) reiteram que o IAF é um parâmetro dinâmico podendo variar do dia para a noite, ano para ano de acordo com o desenvolvimento da vegetação, e Garcia *et al* (2018) concluiu em seu estudo que as variações climáticas também podem interferir na obtenção dos dados. A Figura 1 mostra a região de transição de cerrado *sensu stricto* para Mata Seca.

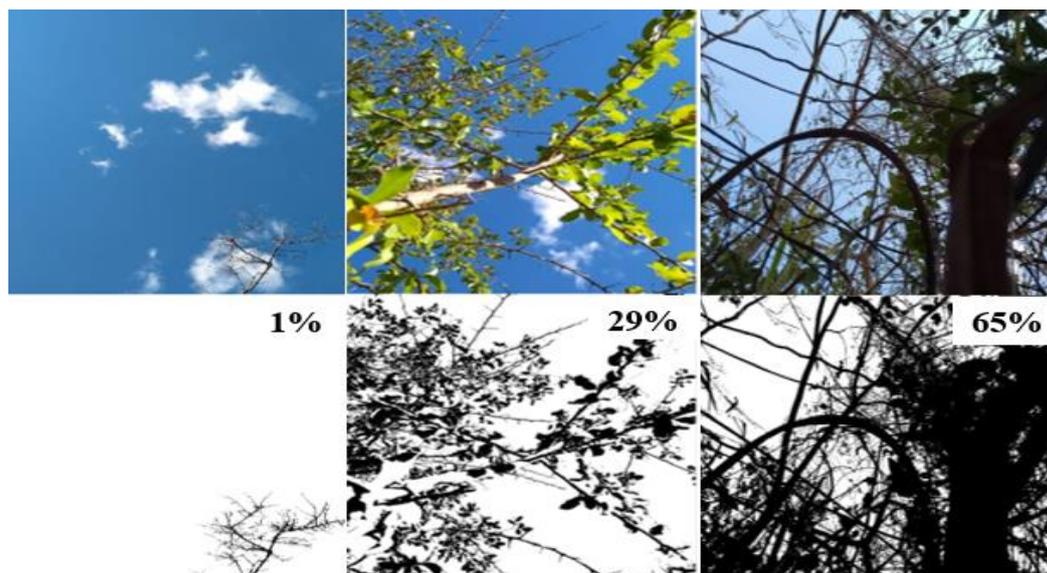


Figura 1 - Fotografias do segundo transecto. As imagens coloridas representam as fotografias sem tratamento no programa e as fotos em preto e branco representam as fotografias tratadas no programa HabitApp 1.1.

CONCLUSÕES

Após levantamento e análise dos dados obtidos nos três transectos em área de cerrado *sensu stricto* e transição de Mata seca pode-se concluir que devido a intensa ação antrópica, declividade que propicia a erosão laminar, as condições climáticas da região, e o histórico de utilização da área; a deposição de sedimentos e sucessão ecológica ocorre de forma mais intensa com um substrato vegetal adensado na área de transição para a mata seca.

Apesar de que o teste de médias não apontar diferenças significativas entre a área inicial e a área intermediária, é visualmente perceptível mudanças sutis de transição de vegetação.

REFERÊNCIAS

Ab'Sáber AN. Os domínios de natureza no Brasil: Potencialidade paisagísticas. São Paulo: Ateliê Editorial. 2003.

Batalha MA. O cerrado não é um bioma. Biota Neotrop. [online]. 2011; 11(1): 21-24.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Biodiversidade do bioma cerrado. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Agencia16/AG01/arvore/AG01_2_111200610412.htm>. Acesso em: 28 de jun. 2018.

Galvani E, Lima NGB. Fotografias hemisféricas em estudo microclimáticos: Referencial teórico-conceitual e aplicações. Revista do Centro de Ciências Naturais e Exatas - UFSM. 2014; 36, Ed. Especial: p. 215-221.

Garcia JM, Longo RM. Avaliação dos impactos ambientais nas áreas de borda em remanescentes florestais na bacia Ribeirão das Pedras - Campinas/SP utilizando fotografias hemisféricas. PUC Campinas. 2015.

Gonçalves TS. A Floresta Estacional Decidual no Brasil: distribuição geográfica e influência dos aspectos pedogeomorfológicos na vegetação. Santa Maria: Revista Monografias Ambientais. 2015; 14(1): 144-156.

IPF - Instituto brasileiro de florestas. Mata Atlântica. Disponível em: <<https://www.ibflorestas.org.br/bioma-mata-atlantica.html>>. Acesso em: 28 de jun. de 2018.

Murphy PG, Lugo AE. Ecology of tropical dry forest. Annual review of ecology and systematics, 1986; 17(1): 67-88.

Nascimento ART, Fagg JMF, Fagg CW. Canopy openness and lai estimates in two seasonally deciduous forests on limestone outcrops in central Brazil using hemispherical photographs. Viçosa: Revista Árvore. 2007; 31(1): 167-176.

Nascimento RT, Felfili JM, Meireles MA. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um remanescente de floresta estacional decidual de encosta, Monte Alegre, GO, Brasil. Acta Botânica Brasilica. 2004; 18(3): 650-669.

Garcia JM, Longo RM, Penereiro JC, Mendes DR, Mantovani P. Uso de fotografias hemisféricas para avaliação da qualidade ambiental na mata de Santa Genebra, Campinas – SP. Revista Ciência Florestal. 2018; 28(1): 175-190.

Sharp S, Milner R. Procedures Manual - Monitoring vegetation and habitat condition. Molonglo River Reserve. Australian Capital Territory Government, Canberra. 2014; p. 8-10.

Ribeiro FP, Bussinguer AP, Hodecker BER, Gatto A. Conteúdo de nutrientes na serapilheira em três fitofisionomias do Cerrado Distrito Federal. Revista Pesquisa Florestal Brasileira. Brasília – DF. 2017.

Zatti WJ, Dierings AR, Breunig FM, Vendruscolo R, Maffra CRB, Balbinot R. Avaliação da distribuição espacial do índice de área foliar em Floresta Estacional Decidual com base em fotografias hemisféricas. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Foz do Iguaçu, PR. 2013.

EMERGÊNCIA DE ESPÉCIES FLORESTAIS SOBRE REJEITO DA MINERAÇÃO NA BACIA DO RIO DOCE

Láysa Maria Ferreira Andrade¹; Thiago Donizetti Magalhães¹; Bruna Cristina Almeida¹;
Michele Aparecida Pereira da Silva¹; Soraya Alvarenga Botelho²

RESUMO: O rompimento da barragem de rejeitos de mineração de Fundão, no município de Bento Rodrigues-MG, criou uma condição totalmente modificada nos ecossistemas ciliares da Bacia do Rio Doce, tornando assim, um dos maiores desafios do campo da restauração ecológica no Brasil. O objetivo deste trabalho foi avaliar a emergência das espécies *Hymenaea courbaureil*, *Peltophorum dubium* e *Pterogyne nitens* semeadas diretamente sobre o rejeito de mineração oriundo da bacia do Rio Doce. O experimento foi instalado em delineamento inteiramente casualizado em esquema fatorial 2x3, utilizando três espécies florestais (*Hymenaea courbaureil*, *Pterogyne nitens* e *Peltophorum dubium*) e semeadas em dois ambientes (canteiro ao nível do solo e canteiro suspenso com irrigação) sobre o rejeito de minério. Foram semeadas quatro repetições de 25 sementes para cada espécie. Avaliou-se a porcentagem de emergência (PE) e índice de velocidade de emergência (IVE) nos diferentes tratamentos. Constatou-se que as condições de umidade exerceram influência na velocidade de emergência e no percentual de plântulas emergidas sobre o rejeito para as três espécies estudadas.

Palavras chave: restauração ecológica; semeadura; tecnossolos;

INTRODUÇÃO

O rompimento da barragem de rejeitos minerários de Fundão (Mariana/MG) foi considerado o maior desastre ambiental do Brasil gerando impactos na qualidade e disponibilidade da água, vegetação ripária, fertilidade e microbiota do solo. A vazão do rejeito de mineração na área caracterizou um acúmulo de tecnossolos nas margens dos rios que compõem a bacia do Rio Doce que só poderão ser recuperadas desde que se utilizem técnicas e espécies potenciais para se estabelecerem nestes ambientes antrópicos (MARTINS, 2014; SILVA et al., 2016; SHAEFER et al., 2016).

O estudo da emergência de sementes florestais pode ser utilizado em projetos de restauração, pois essa avaliação é um indicador da capacidade do vigor da mesma e potencialidade de uso destas espécies na semeadura direta. O vigor da semente é sua

¹Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal, Departamento de Ciências Florestais, UFPA

²Professora adjunta do Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal, Departamento de Ciências Florestais, UFPA

capacidade de emergir do solo e sobreviver sob condições de campo potencialmente estressantes e crescer rapidamente sob condições favoráveis (FAO, 2010).

O objetivo deste trabalho foi avaliar a emergência das espécies *Hymenaea courbauril*, *Peltophorum dubium* e *Pterogyne nitens* semeadas diretamente sobre o rejeito de mineração submetidas à diferentes condições de irrigação com o intuito de indicar espécies potenciais para serem utilizadas via semeadura direta para a restauração das áreas afetadas na bacia do Rio Doce.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi implantado em dezembro de 2018 no viveiro florestal da Universidade Federal de Lavras e avaliado durante 4 meses. As sementes foram coletadas entre março de 2017 e fevereiro de 2018, nos municípios de Mariana – MG e Barra Longa – MG. Testes prévios de germinação foram realizados e em seguida as sementes foram secas e armazenadas em câmara fria no Laboratório de Sementes Florestais da UFLA até a próxima etapa que foi a quebra de dormência. As sementes foram submetidas a tratamentos pré-germinativos com imersão em ácido sulfúrico (H₂SO₄) concentrado por 15 minutos, escarificação com lixa e despona com tesoura para as espécies *Peltophorium dubium*, *Hymenaea courbaril* e *Pterogyne nitens*, respectivamente.

Para a composição do experimento de germinação em viveiro, foi realizada a coleta de rejeito nas áreas de deposição da bacia do Rio Doce, com o intuito de simular as condições encontradas em campo. Após a coleta, o tecnossolo foi enviado para análise ao Laboratório de Análise Física e Química de Solos- UFLA.

Foi utilizado o delineamento inteiramente casualizado, composto de quatro repetições de 25 sementes, para cada tratamento no esquema fatorial 2x3 (2 condições de irrigação x 3 espécies), conforme metodologia descrita por Araki (2005). Foram avaliadas duas situações, uma em canteiro suspenso sobre irrigação de rotina do viveiro e outra em canteiro ao nível do solo sob efeito apenas da precipitação local, para simular as condições de campo. A contagem da emergência foi iniciada logo que se observou a emergência das primeiras plântulas, iniciada em intervalos de três dias durante as primeiras duas semanas, passando a semanais por um mês e a cada 15 dias, até completar os 120 dias. Foram avaliados a porcentagem de emergência (PE) e o índice de velocidade de emergência (IVE) (MAGUIRE, 1962; ÁVILA et al., 2005). A fórmula usada para cálculo do IVE foi proposta e descrita por Maguire (1962).

Os resultados foram transformados em arco-seno da raiz quadrada de $x/100$, submetidos à análise de variância e as médias foram comparadas pelo teste de Scott – Knott ao nível de 5% de significância, utilizando-se o programa SISVAR 5.6 (BARTLETT, 1947; FERREIRA, 2011).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir da análise do tecnossolo, foi possível classificá-lo como solo de textura arenosa, devido à maior concentração de areia (74%) e silte (19%). Os dados de textura aqui obtidos, conferem com os estudos realizados por Schaefer et al. (2016), e Silva et al. (2017), que encontraram respectivamente 49% de areia e 32% de silte. Tais valores podem ser consultados na tabela 1:

Tabela 1 - Resultados referentes à análise do rejeito.

Atributos	Unidades	R	I
pH em água	–	6,9	Acidez fraca
K (Potássio)		87,24	Bom
P (Fósforo - Mehlich1)	mg/dm ³	8,67	Muito baixo
Na (Sódio)		26,37	–
Ca (Cálcio)		1,65	Médio
Mg (Magnésio)		0,32	Baixo
Al (Alumínio)		0,02	Muito baixo
H+Al (Acidez potencial)	cmolc/dm ³	1,00	Muito baixo
SB (Soma de bases)		2,19	Médio
t (CTC efetiva)		2,21	Baixo
T (CTC em pH 7)		3,19	Baixo
V (Saturação por bases)	%	68,77	Bom
m (Saturação por alumínio)		0,9	Muito baixo
MO (Matéria orgânica)	dag/kg	1,08	Baixo
P -rem	mg/L	38,98	–
Zn (Zinco)		1,31	Médio
Fe (Ferro)		302,55	Alto
Mn (Manganês)	mg/dm ³	176,13	Alto
Cu (Cobre)		2,42	Alto
B (Boro)		0,1	Muito baixo
S (Enxofre)		35,15	Muito bom
		dag/kg	
Classificação do solo	Argila	Silte	Areia
	7	19	74

Nota: R = resultado; I = interpretação. Fonte: Do autor (2019).

Na análise química do tecnossolo, é possível constatar elevados teores de ferro (302,55 mg/dm³), manganês (176,13 mg/dm³) e sódio (26,37 mg/dm³). Valores elevados desses elementos também foram encontrados nos estudos de Schaefer et al. (2016) e Silva et al. (2017). O pH obtido para o tecnossolo é ligeiramente ácido (6,9), os valores dos demais atributos variam de muito baixo a médio (COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS, 1999).

Os dados acima, são de elevada importância no entendimento dos resultados obtidos pelo teste de emergência em viveiro, uma vez que apresentaram características intrínsecas aos fatores de variação dos testes realizados. Em seguida apresenta-se os valores referentes à análise de variância da emergência na tabela 2.

A partir dos dados da análise de variância, observa-se que não houve diferença significativa entre os tratamentos, à nível de confiança de 5%, para o parâmetro de emergência percentual, porém para o índice de velocidade de emergência, todos os tratamentos possuem diferença significativa, à nível de confiança de 5%.

Tabela 2 - Análise de variância da Emergência (E%) e Índice de Velocidade de Emergência (I.V.E) de acordo com as espécies e os tratamentos, com os valores de E% e I.V.E transformados.

Quadrados Médios			
Fonte de Variação	G.L.	E%	I.V.E
Espécies	2	0,4169*	0,0210*
Tratamentos	1	0,1666 ^{ns}	0,0108*
Espécies*Tratamentos	2	0,8270*	0,0111*
Erro	18	0,0585	0,0010
CV (%)	-	36,57	34,99

Nota: * Significativo ($p < 0,05$); n.s. Não significativo. Fonte: Do autor (2019).

A tabela também apresenta os contrastes entre as médias, para os parâmetros emergência percentual e índice de velocidade de emergência, nos tratamentos à nível de condições de irrigação e espécie. Os resultados do teste de emergência, podem ser consultados abaixo na Tabela 3.

Tabela 3 – Valores médios da porcentagem de emergência (E%) e índice de velocidade de germinação (IVE).

Espécies	E%		IVE	
	Suspensão	Nível do solo	Suspensão	Nível do solo
<i>Hymeneae courbauril</i>	48Aa	5Ab	1,37Aa	0,14Aa
<i>Peltophorium dubium</i>	35Aa	88Bb	3,75Aa	13,67Bb
<i>Pterogyne nitens</i>	19Aa	52Cb	3,00Aa	8,08Bb

Nota: Médias seguidas por letras distintas, maiúsculas nas colunas e minúsculas nas linhas, diferem entre si pelo teste de Scott - Knott ($p \leq 0,05$), para cada parâmetro. Fonte: Do autor (2019).

Observa-se que comparando-se as duas condições de irrigação, houve diferença significativa no percentual de emergência apenas para o canteiro instalado ao nível do solo. Desse modo, destaca-se que, a espécie *Peltophorium dubium* foi a que apresentou o melhor desempenho em ambos parâmetros estudados e a espécie *Hymeneae courbauril* apresentou o menor percentual de emergência e índice de velocidade de emergência. Em trabalho realizado por Carvalho Filho et al., (2003), foi observada a emergência lenta para as sementes do jatobá, sendo significativo o efeito do ambiente. A porcentagem de emergência encontrada pelos autores foi de 47,0% em ambiente de pleno sol, contra 26,0% em ambiente protegido com tela sombrite 50%.

A influência do rejeito nos resultados encontrados pode ser explicada pela formação de uma camada superficial de maior densidade, observada no canteiro ao nível do solo, a qual resultou em uma barreira física para a emergência das espécies. Esta observação também foi avaliada nos estudos de Schaeffer et al. (2016), que mostraram a ocorrência de um selamento superficial nas áreas de formação dos

tecnossolos, tal fato é atribuído à erosão preferencial da argila, além da menor manutenção da umidade em solos com maior proporção de areia, como no caso do tecnossolo que apresentou 74% de areia em sua composição. Essa influência negativa na emergência decorre do estresse hídrico sofrido pelas sementes (MARCOS FILHO, 2005).

Além disso, a diferença de potencial hídrico entre a semente e o substrato é menor do que entre a semente e a água livre, o que pode diminuir a velocidade de absorção de água pelas sementes quando germinam no solo. Assim, por absorverem a água do solo lentamente, algumas sementes ficam mais sujeitas à deterioração por microrganismos antes de completarem o processo germinativo, o que consequentemente pode diminuir a germinação nesta condição (TAIZ; ZEIGER, 2009).

Segundo Mattei e Rosenthal (2002) para obtenção do sucesso em semeadura direta existe um período crítico, porém curto, que é a fase da emergência, na qual são fundamental a disponibilidade de umidade e a seguridade, o que não irá garantir que haverá prejuízos como arraste ou soterramento de sementes em caso da ocorrência de fortes chuvas.

CONCLUSÕES

Devido às observações do comportamento do rejeito e das sementes durante os testes, verificou-se que o rejeito em condições de excesso ou falta de umidade apresenta características que podem afetar a germinação de sementes. Contudo, para as espécies que apresentaram elevados valores de percentual de emergência no rejeito, pode-se dizer que as mesmas possuem potencial para uso em semeadura direta nas áreas atingidas.

REFERÊNCIAS

APG IV - The Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 2016; 181: 1–20.

Ávila MR, Braccini ADL, Scapim CA, Martorelli DT, Albrecht LP.. Testes de laboratório em sementes de canola e a correlação com a emergência das plântulas em campo. *Revista Brasileira de Sementes*. 2005; 27(1): 62-70. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbs/v27n1/25182.pdf>>. Acesso em: 12 de abr. de 2019.

Bartlett MS. The use of transformations. *Biometrics*, 1947; 3(1): 39-52. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/3001536?casa_token=2EZTnHuTVQAAAAA:KPPQQwKaPFLfus9mM3FuuUgXbFJVM3VxvhM11G99M91oySp0s89EVW_mwTdVExyAvjtuqvNlnGbzc2dzt1zKGEDYbLgdDObGMUD1jTMZwF4Y1Rfk&seq=1metadata_info_talb_contents>. Acesso em: 23 abr. 2019.

Carvalho Filho JLSD, Arrigoni-Blank MDF, Blank AF, Rangel MSA. Produção de mudas de jatobá (*Hymenaea courbaril* L.) em diferentes ambientes, recipientes e composições de substratos. *Cerne*. 2003; 9(1): 109-118.

Carvalho PER. Espécies arbóreas brasileiras. Brasília. Embrapa informação tecnológica. Embrapa florestas, Colombo. 2008; 593p.

Carvalho PER. Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso de madeira. Colombo: EMBRAPA-CNPQ. 1994; 640p.

Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais. Recomendações para o uso de corretivos fertilizantes em Minas Gerais. 5ª aproximação. Viçosa, MG: CFSEMG. 1999; 359 p.

Ferreira DF. Sisvar: a computer statistical analysis system. *Ciência e agrotecnologia*. 2011; 35(6): 1039-1042. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/cagro/v35n6/a01v35n6.pdf>>. Acesso em: 23 abr. 2019.

Food and Agriculture Organization (FAO). *Seeds in Emergencies: A technical handbook*. Roma: FAO. 2010; Disponível em: <<http://www.fao.org/3/a-i1816e.pdf>>. Acesso em 01 de maio 2019.

Maguire JD. Speed of germination aid in selection and evaluation for seedling emergence and vigor. *Crop Science*, Madison. 1962; 2(2): 176-77.

Marcos Filho J. *Fisiologia de sementes de plantas cultivadas*. Piracicaba: Fealq. 2005; 465p.

Martins SV. *Recuperação de matas ciliares: no contexto do novo Código Florestal*. 3. Ed, Viçosa, MG: Aprenda Fácil. 2014; 220p.

Mattei VL, Rosenthal MD. Semeadura direta de canafístula (*Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. no enriquecimento de capoeiras. *Revista Árvore*, Viçosa. 2002; 26(6): 649-654.

Santos MJC, Nascimento AVS, Mauro RA. Germinação de amendoim bravo (*Pterogyne nitens* Tul) para utilização na recuperação de áreas degradadas. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, Recife. 2008; 3(1): 31-34.

Schaefer CEGR, Santos EE, Fernandes Filho EI, Assis IR. Paisagens de lama: Os tecnossolos para recuperação ambiental de áreas afetadas pelo desastre da barragem do Fundão, em Mariana. *Boletim informativo Sociedade Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas. 2016; 42(1): 18-23.

Silva AC, Cavalcante LCD, Fabris JD, Franco Júnior R, Barral U, de Melo Farnezi MM, et al. Chemical, mineralogical and physical characteristics of a material accumulated on the river margin from mud flowing from the collapse of the iron ore

tailings dam in Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brazil. Revista Espinhaço. 2017; 5(2): 44-53.

Taiz L, Zeiger E. Fisiologia vegetal. 4ª edição. Porto Alegre: Editora Artmed. 2009.

EMERGÊNCIA E ESTABELECIMENTO DE ESPÉCIES NATIVAS PARA A RESTAURAÇÃO FLORESTAL POR SEMEADURA DIRETA

Jessica Ferreira da Silva¹; Julio Cesar Pereira Lobtchenko²; Mariana Abrahão³; Maikely Larissa Bormann Maciel dos Santos⁴; Zefa Valdivina Pereira⁵

RESUMO: A semeadura direta apresenta-se como uma técnica promissora no processo de restauração devido à praticidade, economia e agilidade na implantação. Apesar dos avanços nos estudos com esta técnica de restauração, ainda faltam informações sobre espécies mais adequadas para cada ecorregião, técnicas de plantio, características fisiológicas das sementes e o grupo ecológico ou sucessional das espécies. Diante disso, este trabalho objetivou avaliar a emergência e estabelecimento de 5 espécies arbóreas nativas semeadas diretamente em uma área de pastagem degradada. As espécies testadas foram: *Lonchocarpus cultratus* (Vell.) A.M.G. Azevedo & H.C. Lima., *Eugenia uniflora* L., *Schinus terebinthifolius* RADDI, *Bixa orellana* L., e *Pterogyne nitens* Tul.. As sementes foram semeadas em quatro tratamentos, a saber: T1 – Semeadura direta com 10 sementes de cada espécie (SD10); T2- Semeadura direta com 10 sementes mais palhada (SD10P) (matéria orgânica morta em cima dos berços); T3 - Semeadura direta com 5 sementes (SD5); T4 - Semeadura direta com 5 sementes mais palhada (SD5P). Cada tratamento foi disposto em cinco berços de 50 cm por 50 cm distantes entre si a 1 m. Das espécies testadas, *Bixa orellana* e *Pterogyne nitens* foram as que apresentaram melhores taxas de emergência. A densidade de sementes não afetou a emergência e o desenvolvimento inicial das espécies estudadas, diferente da presença da palhada de braquiária que também não afetou a emergência, mas afetou o desenvolvimento inicial das espécies estudadas.

Palavras chave: Nucleação; Sucessão Ecológica; Recuperação de Áreas Degradadas.

INTRODUÇÃO

A restauração ecológica embora tenha crescido bastante, é uma prática que ainda necessita de muitos avanços para que atinja a efetividade necessária, especialmente em florestas tropicais e subtropicais biodiversas inseridas em paisagens antrópicas.

¹- Programa de Pós Graduação em Ciências e Tecnologia Ambiental, Universidade Federal da Grande Dourados. jes_ferreira@yahoo.com.br

²-Programa de Pós Graduação em Biologia Geral, Universidade Federal da Grande Dourados

³- Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação dos Recursos Naturais, Universidade Federal de Uberlândia

⁴- Faculdades Anhanguera de Dourados

⁵- Docente - Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais, Universidade Federal da Grande Dourados

Justamente nessas condições mais críticas, a restauração ecológica tem de ser muito mais do que a aplicação de um simples pacote de técnicas silviculturais, acreditando-se que a diversidade biológica e os processos ecológicos serão restabelecidos por si só, em situações que já ultrapassaram o nível crítico da resiliência (RODRIGUES & GANDOLFI, 2009).

A semeadura direta apresenta-se como uma técnica promissora no processo de restauração devido à praticidade, economia e agilidade na implantação (FERREIRA *et al.*, 2007). É considerada uma técnica barata, podendo ser utilizada na maioria dos locais e, principalmente, em situações onde a regeneração natural e o plantio de mudas não podem ser executados (PEREIRA *et al.*, 2014).

Apesar dos avanços nos estudos com esta técnica de restauração, ainda faltam informações sobre espécies mais adequadas para cada ecorregião, técnicas de plantio, características fisiológicas das sementes e o grupo ecológico ou sucessional das espécies (ENGEL & PARROTTA, 2001). Diante disso, este trabalho objetivou avaliar a emergência e estabelecimento de 5 espécies arbóreas nativas semeadas diretamente em uma área de pastagem degradada.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido na Fazenda Experimental de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Grande Dourados, localizada próxima a BR 163 Dourados – Ponta Porã, Km 20, entre as coordenadas O 55° 00' 09'' / S 22° 15' 03'' e O 54° 59' 02'' / S 22° 13' 18''.

Foram coletados frutos de *Lonchocarpus cultratus* (Vell.) A.M.G. Azevedo & H.C. Lima., *Eugenia uniflora* L., *Schinus terebinthifolius* RADDI, *Bixa orellana* L., e *Pterogyne nitens* Tul. Após o beneficiamento foi realizado o teste tetrazólio e todas as espécies analisadas apresentaram viabilidade superior a 80% de germinação.

As sementes foram semeadas em quatro tratamentos: T1 – Semeadura direta com 10 sementes de cada espécie (SD10); T2- Semeadura direta com 10 sementes mais palhada (SD10P) (matéria orgânica morta em cima dos berços); T3 - Semeadura direta com 5 sementes (SD5); T4 - Semeadura direta com 5 sementes mais palhada (SD5P). Cada tratamento foi disposto em cinco berços de 50 cm por 50 cm com distâncias entre si de 1 m. Em relação ao delineamento experimental o mesmo foi conduzido em blocos inteiramente causalizados.

Para avaliar a colonização da área foram feitas contagens dos indivíduos provenientes da semeadura direta após 45 e 90 dias de sua implantação. Além disso, foi avaliada a taxa de sobrevivência bem como o desenvolvimento inicial das espécies. Para testar as diferenças entre tratamentos, utilizou-se à análise de variância (ANOVA), sendo as médias comparadas pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Todas as espécies utilizadas no experimento emergiram durante o tempo de observação. Não houve diferenças significativas entre os tratamentos sobre a porcentagem de emergência. Contudo, observou-se que os tratamentos que continham madeira orgânica morta apresentaram melhor desempenho (Tabela 1), o que se deve provavelmente ao aumento da umidade do solo.

Vários fatores afetam a germinação das sementes, sendo, no entanto os fatores ambientais os que se destacam, como a luz (BARBOSA *et al.*, 1999), temperatura (ANDRADE *et al.*, 2006), disponibilidade de água e nutrientes no substrato (ALLISON, 2002; SHIRLAYNE *et al.*, 2005).

Tabela 1 – Porcentagem de emergência das espécies estudadas submetidas a diferentes tratamentos.

Espécies	SD10 (%)	SD10P (%)	SD5 (%)	SD5P (%)
<i>Bixa orellana</i>	90	100	80	100
<i>Eugenia uniflora</i>	60	80	60	80
<i>Lonchocarpus cultratus</i>	70	80	70	80
<i>Pterogyne nitens</i>	90	100	80	100
<i>Schinus terebinthifolius</i>	70	90	80	80

Das espécies testadas, *Bixa orellana* e *Pterogyne nitens* foram as que apresentaram os maiores valores de germinação. Estas espécies são pouco exigentes em tratamentos silviculturais, devido às suas características de rusticidade e crescimento rápido (VIEIRA *et al.*, 2007). A densidade de sementes não afetou a germinação e o crescimento inicial das espécies, provavelmente devido ao tempo de observação ainda não ser suficiente para que se ocorresse à competição entre as espécies.

A altura média do caule das espécies estudadas foi influenciada significativamente pelas épocas de avaliações (Figura 1), crescendo linearmente ao longo das avaliações até 90 dias após a semeadura. Houve interação significativa para a interação (época x tratamento) na altura das espécies (Figura 1). Observa-se os maiores valores em altura nos tratamentos que apresentaram palhada.

A água, direta ou indiretamente, está envolvida em quase todos os processos fisiológicos das plantas, desempenhando funções como: constituinte, solvente, reagente, manutenção de estruturas moleculares, manutenção da turgescência e regulação térmica dos tecidos da planta (MORENO-FONSECA, 2009).

A presença da água é imprescindível durante todo o desenvolvimento da planta, sendo necessária na manutenção da turgidez dos tecidos, no transporte de nutrientes e fotoassimilados, como substrato metabólico na fotossíntese, na disponibilização de nutrientes, dentre outros (FLOSS, 2006).

O crescimento das plantas é influenciado diretamente pela fotossíntese, que é muito sensível à disponibilidade de água, sendo afetado negativamente tanto por consequência da falta de água, quanto pelo excesso (PALLARDY, 2008).

Além da umidade, acredita-se que a palhada promoveu também melhores aeração no solo. Para que ocorra um desenvolvimento adequado das plantas, as

condições físicas do solo necessitam ser favoráveis, pois determinam os fluxos de água, gases e calor no solo. A aeração, a temperatura e a resistência mecânica são afetadas pela densidade do solo e distribuição do tamanho de poros (COLLARES *et al.*, 2006).

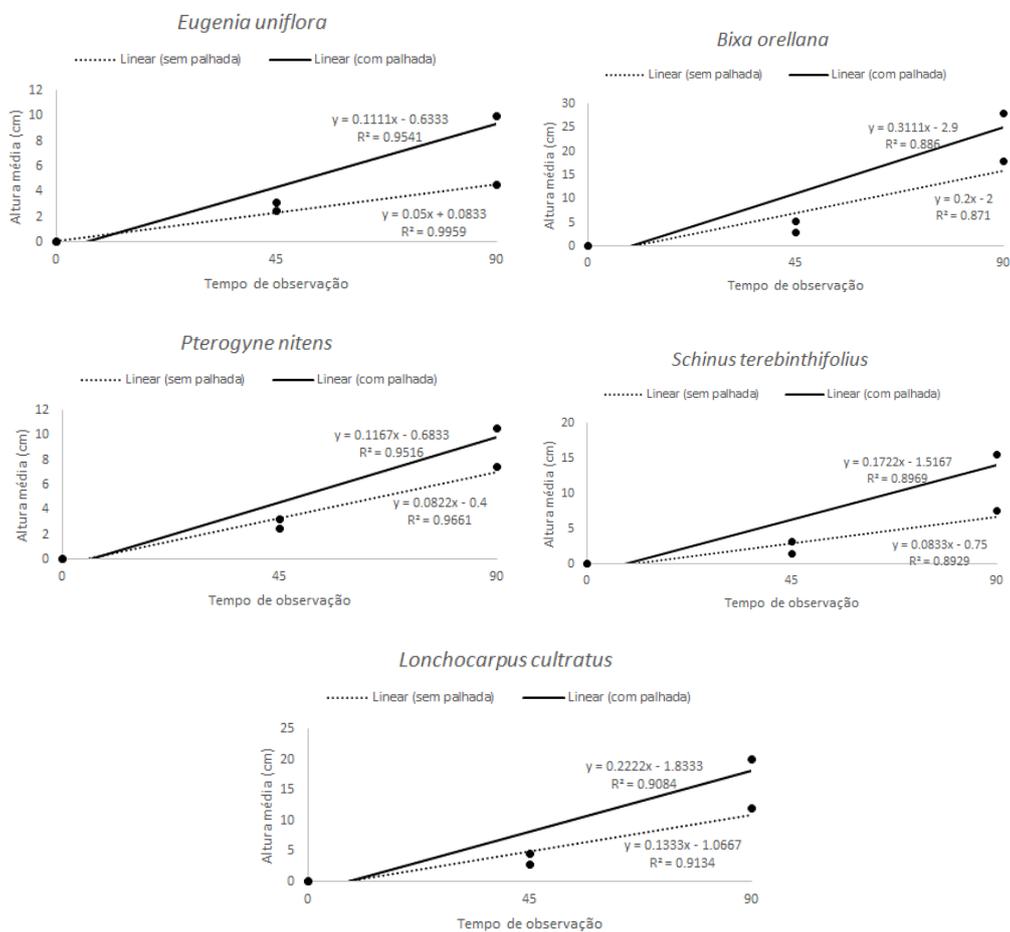


Figura 1. Crescimento em altura das plantas estudadas aos 45 e 90 dias após a semeadura.

CONCLUSÕES

Das espécies testadas, *Bixa orellana* e *Pterogyne nitens* foram as que apresentaram melhor taxas de emergência. A densidade de sementes não afetou a emergência e o desenvolvimento inicial das espécies estudadas, diferente da presença da palhada de braquiária, no qual também não afetou a emergência, mas afetou o desenvolvimento inicial das espécies estudadas.

AGRADECIMENTOS

A Capes pela Bolsa concedida e ao CNPQ pelo apoio financeiro (Processo número 427250/2016-1).

REFERÊNCIAS

- Allison VJ. Nutrients, arbuscular mycorrhizas and competition interact to influence seed production and germination success in *Achillea millefolium*. *Functional Ecology*. 2002; 16: p.742-749.
- Andrade ACS, Pereira TS, Fernandes MJ, Cruz APM, Carvalho ASR. Substrato, temperatura de germinação e desenvolvimento pós-seminal de sementes de *Dalbergia nigra*. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 2006; 41: p.517-523.
- Barbosa AR, Yamamoto K, Valio IFM. Effect of light and temperature on germination and early growth of *Volchysia tucanorum* Mart., Volchysiaceae, in cerrado and forest soil under different radiation levels. *Revista Brasileira de Botânica*. 1999; 22: p.275-280.
- Collares GL, Reinert DJ, Reichert JM, Kaiser DR. Qualidade física do solo na produtividade da cultura do feijoeiro num Argissolo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 2006; 41(11): 1663-1674.
- Engel VL, Parrotta JA. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brazil. *Forest Ecology and Management*. 152(1): 169-181.
- Ferreira RA, Davide AC, Bearzoti E, Motta MS. Semeadura direta com espécies arbóreas para recuperação de ecossistemas florestais. *Cerne*. 2007; 13(3): 271-279.
- Floss EL. *Fisiologia das plantas cultivadas: o estudo do que está por trás do que se vê*. Passo Fundo: UPF. 2006.
- Oreno-Fonseca LP. Respuesta de las plantas al estrés por déficit hídrico. Una revisión. *Agronomía Colombiana*. 2009; 27(2): 179-191.
- Pallardy SG. *Physiology of woody plants*. 3 ed. San Diego, Elsevier, Academic Press. 2008.
- Pereira ZV, Ribeiro JF, Ogata R, Padovan MP. Semeadura Direta Mecanizada na Recuperação de Reserva Legal com Diversificação de Espécies do Bioma Cerrado do Distrito Federal. *Cadernos de Agroecologia*. 2014; 9(4): 1-11.
- Rodrigues RR, Lima RAF, Gandolfi S, Nave AG. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*. 2009; 142(6): 1242-1251.
- Shirlyne SU, Barrosa AS, Aguiar IB. Germinação de sementes de *Gallesia integrifolia* (Spreng.) Harms (pau- d'alho) sob diferentes condições de temperatura, luz e umidade do substrato. *Revista Brasileira de Botânica*. 2005; 28: p.727-733.

Vieira TA, Rosa LS, Vasconcelos PCS, Santos MM, Modesto RS. Sistemas agroflorestais em áreas de agricultores familiares em Igarapé-Açu, Pará: caracterização florística, implantação e manejo. *Acta amazônica*. 2007; 37(4): 549 – 558.

ESTRUTURA E SÍNDROMES DE DISPERSÃO EM CERRADO DEGRADADO NO NORTE DE MINAS GERAIS

Jonathan Ezequiel da Silveira¹; Emmyle Katterine Souza Santos¹; Denise Lopes da Silva¹;
Paulo Ricardo Santos Miranda¹; Rúbia Santos Fonseca¹

RESUMO: O objetivo do trabalho foi realizar o estudo fitossociológico e a caracterização das síndromes de dispersão em área de cerrado degradado localizado no Instituto de Ciências Agrárias da UFMG, em Montes Claros, norte de Minas Gerais, a fim de nortear ações de recuperação ambiental da área. Foram lançadas cinco parcelas de 20x50 m, distanciadas a 10 m umas das outras, nas quais todos os indivíduos que atendiam ao critério de inclusão de DAS ≥ 3 cm foram amostrados. A classificação das síndromes seguiu a literatura especializada para o Cerrado, dividindo-as em espécies anemocóricas, autocóricas e zoocóricas. Foram amostrados 338 indivíduos divididos em 31 espécies e 16 famílias botânicas. Devido o grau de degradação da área foi observado baixa diversidade se comparado com áreas mais preservadas. *Heteropterys byrsonimifolia* A. Juss., *Machaerium opacum* Vogel e *Leptolobium dasycarpum* Vogel foram as espécies mais importantes para a comunidade. A anemocoria foi a síndrome predominante, perfazendo 63,3% da amostragem, ao passo que a zoocoria atingiu 36,7%. Não foram observadas espécies autocóricas. Apesar do grau de degradação observado no local, a preservação e recuperação de ambientes como este próximo de áreas urbanas se mostra importante para a manutenção da diversidade de espécies vegetais e da fauna ambas ameaçadas devido o acelerado processo de urbanização que o Cerrado vem sofrendo nos últimos anos.

Palavras chave: fitossociologia; Montes Claros; recuperação de áreas degradadas;

INTRODUÇÃO

O Cerrado é o segundo maior domínio morfoclimático do Brasil, perfazendo uma área de mais de 2.000.000 Km² (MMA, 2019). A grande riqueza e peculiaridade de seus recursos biológicos confere ao domínio o título de savana topical com a maior diversidade do planeta, sendo inclusive um dos *hotspot* mundiais para conservação da biodiversidade (Klink e Machado, 2005; Myers et al., 2000).

A conversão das áreas sob vegetação de Cerrado para finalidades como pastagens, agricultura e urbanização constituem, respectivamente, as maiores causas de degradação ambiental ao domínio (Klink e Machado, 2005; Sano et al., 2010). Especialmente sob o aspecto da urbanização, observou-se a aceleração deste processo a partir da década de 1930, devido a criação de grandes centros urbanos como Goiânia e

¹ Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais (ICA-UFMG)

Brasília. A alteração dos fluxos populacionais promoveu uma mudança na dinâmica de ocupação do solo que acabaram por impactar o Cerrado, fenômeno constatado inclusive em cidades de médio porte como Montes Claros, no norte de Minas Gerais (França e Soares, 2007; Moysés e Silva, 2008).

O conhecimento sobre o padrão de organização das comunidades de plantas e como as suas espécies dispersam suas sementes são importantes e necessários para basear e integrar planos de recuperação de áreas que sofreram algum tipo de degradação (Freitas e Magalhães, 2012; Peres, 2016). Assim, estudos fitossociológicos e de síndromes de dispersão permitem compreender como as formações vegetacionais se comportam e como recuperar funções ecológicas, outrora perdidas, com maior eficiência e menores custos (Araújo et al., 2006).

Desta forma, objetivou-se realizar o estudo fitossociológico e a caracterização das síndromes de dispersão em área de cerrado degradado no município de Montes Claros, norte de Minas Gerais, a fim de nortear ações de recuperação da área.

MATERIAL E MÉTODOS

A área do estudo está inserida no Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais (ICA-UFMG) em Montes Claros, norte de Minas Gerais. O local apresenta como tipo fitofisionômico o cerrado *sensu stricto*, que devido à intensidade de uso para pastagens encontra-se degradado, mas que recentemente vem passando por processo de recuperação através da adição de material orgânico sobre o solo. A área é caracterizada por possuir altitude de cerca de 660 m, solos da classe Cambissolos e temperatura e precipitação média anual de 22,65 °C e 1.085 mm, respectivamente (Lepsch, 2014).

Para o levantamento fitossociológico foram alocadas cinco parcelas de 20x50m, distadas umas das outras a 10m, totalizando uma área total amostrada de 0,5 hectares. Foram amostrados todos os indivíduos arbustivos e arbóreos que atendiam ao critério de inclusão de DAS (diâmetro a altura do solo) ≥ 3 cm (Moro e Martins, 2011). O material vegetal foi coletado e levado ao Herbário Norte Mineiro (MCCA), onde procedeu-se com o processo de herborização e identificação por meio de literaturas especializadas. A validação dos nomes científicos seguiu a base de dados da Flora do Brasil 2019.

Quanto às síndromes de dispersão, as espécies foram classificadas em anemocóricas, autocóricas e zoocóricas (Van Der Pijl, 1972), através de consulta a literaturas especializadas para o Cerrado (Gottsberger e Silberbauer-Gottsberger, 1983; Peres, 2016; Pilon e Durigan, 2013).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram avaliados 338 indivíduos, pertencentes a 16 famílias e 31 espécies. As famílias com maior riqueza de espécies foram Fabaceae e Malpighiaceae, com cinco espécies cada, e Anacardiaceae e Bignoniaceae, ambas com três espécies. As quatro famílias representaram cerca de 50% das espécies amostradas, sendo também relatadas

como entre as mais representativas em outros levantamentos realizados em áreas de cerrado *sensu stricto* no norte de Minas Gerais (Sales et al., 2009; Lima et al., 2012) Dilleniaceae, Malvaceae e Nyctaginaceae, com duas espécies cada, contribuíram com 18%, ao passo que as 11 famílias restantes apresentaram apenas uma espécie cada, representando 32% da amostragem.

O parâmetro densidade relativa foi o que mais influenciou o maior IVI de *Heteropterys byrsonimifolia*, *Machaerium opacum* e *Leptolobium dasycarpum*, ao passo que a dominância relativa foi o que mais contribuiu para *Astronium fraxinifolium*, *Myracrodroun urundeuva*, *Eriotheca pubescens*, *Tachigali aurea*, *Curatella americana* e *Tabebuia aurea*. O índice de Shannon-Weaver (H') encontrado foi de 2,46 e o Índice de Equabilidade de Pielou (J') foi de 0,72, sendo considerada de baixa diversidade se comparada com áreas de cerrado preservadas na região (Neri et al., 2007), mas aproximado de outros trabalhos realizados em locais degradados (Couto et al. 2009).

A anemocoria foi a síndrome de dispersão predominante no fragmento. Das 10 espécies com o maior IVI sete são anemocóricas, fato semelhante observado na amostragem como um todo, pois das 30 espécies classificadas 19 (63,3%) apresentam essa estratégia para dispersão de suas sementes. Ambientes mais abertos e secos são considerados propícios para o estabelecimento de uma maior diversidade de espécies anemocóricas (Howe e Smallwood, 1982), condição esta observada na área do estudo.

Já a zoocoria esteve representada em três das 10 espécies de maior IVI e em 11 (36,7%) na amostragem geral. Com exceção de *Eugenia dysenterica* (cagaita) e *Hymenaea stigonocarpa* (jatobá do cerrado), dispersas por mamíferos, todas as demais espécies são dispersas por aves. Apesar da menor proporção observada de zoocoria em relação a anemocoria, a presença de espécies zoocóricas favorece o estabelecimento das relações ecológicas entre animais e plantas que culminam com a manutenção dos ambientes o qual estão inseridos, especialmente quando se tratam de locais com intensa pressão antrópica como as áreas urbanas (Oliveira et al., 2014).

A despeito do grau de degradação observado no local amostrado, a preservação e recuperação de ambientes como este em áreas urbanas se mostra importante para a manutenção da diversidade de espécies vegetais e da fauna (Oliveira et al., 2014), ambas ameaçadas devido o acelerado processo de urbanização que a cidade de Montes Claros vem sofrendo nos últimos anos.

CONCLUSÕES

O fragmento amostrado apresenta baixa diversidade decorrente dos vários anos de uso como pastagens. A presença no local de indivíduos bem esparsos e o clima seco da região influenciou na predominância de espécies anemocóricas em detrimento das zoocóricas. Apesar da menor proporção das espécies zoocóricas, a presença delas no local é essencial para atração e manutenção da fauna e a colonização direcionada do fragmento em questão e de outros adjacentes. Por fim as ações de proteção do solo devem ser intensificadas no local, além do enriquecimento da diversidade da área com o plantio de mudas, especialmente de espécies que atraem a fauna.

REFERÊNCIAS

Araújo FS, Martins SV, Neto JAAM, Lani JL, Pires IE. Estrutura da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, Brás Pires, MG. Revista Árvore. 2006; 30(1): 107-116. Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622006000100013>

Couto WH, Anjos LHC, Toledo LO, Pereira MG, Queiros MM. Fitossociologia e diversidade florística em área de cerrado sob vários níveis de antropização, Rio Pardo de Minas, MG. Ciência Florestal, Santa Maria. 2009; 19(4): 351-362.

Flora do Brasil - Flora do Brasil 2020 [em construção] Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil>. Acesso em: 05 maio 2019.

França IS, Soares BR. Expansão urbana em cidades médias: uma reflexão a partir do núcleo e da área central de Montes Claros no Norte de Minas Gerais. Geo UERJ. 2007; 2(17).

Freitas WK, Magalhães LMS. Métodos e Parâmetros para Estudo da Vegetação com Ênfase no Estrato Arbóreo. Floresta e Ambiente. 2012; 19(4): 520-540. Doi: <http://dx.doi.org/10.4322/floram.2012.054>

Gottsberger G, Silberbauer-Gottsberger I. Dispersal and distribution in the cerradovegetation of Brazil. Sonderbänd des Naturwissenschaftlichen Vereins in Hamburg. 1983; 7: 315-352.

Howe, H., Smallwood, J. Ecology of seed dispersal. Annual Review of Ecology and Systematics. 1982; n.13, p.201-228.

Klink CA, Machado RB. A conservação do Cerrado brasileiro. Megadiversidade. 2005; 1(1).

Lepsch, I. F. Relatório Final Professor Visitante. Instituto de Ciências Agrárias, Montes Claros. 2014.

Lima ILP, Scariot A, Medeiros MB, Sevilha AC. Diversidade e uso de plantas do Cerrado em comunidade de Geraizeiros no norte do Estado de Minas Gerais, Brasil. Acta Botanica Brasilica 2012; vol.26 n° 3. Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062012000300017>

Ministério do Meio Ambiente – MMA. O Bioma Cerrado. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>. Acesso em 27 março 2019.

Moro MF, Martins FR. Métodos de Levantamento do Componente Arbóreo-Arbustivo. In: Felfili JM, Eisenlohr PV, Melo MMRF, Andrade LA, Neto JAAM,

editores. *Fitossociologia no Brasil – Métodos e estudo de casos*. Vol. 1. Viçosa, MG: Editora UFV; 2011.

Moysés A, Silva ER. Ocupação e urbanização dos cerrados: desafios para a sustentabilidade. *Cadernos metrópole*. 2008; 197-220

Myers NRA, Mittermeier CG, Mittermeier, GAB, Fonseca JK. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 2008; 403: 853-858.

Neri AV, Neto JAAM, Silva, AF, Martins SV, Batista ML. Análise da estrutura de uma comunidade lenhosa em área de cerrado sensu stricto no município de Senador Modestino Gonçalves, norte de Minas Gerais, Brasil. *Revista Árvore*. 2007; vol.31 n°1. Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622007000100014>

Oliveira AKM, Resende UM, Schleder. Espécies vegetais e suas síndromes de dispersão em um remanescente de cerrado (sentido restrito) do município de Campo Grande, Mato Grosso do Sul. *Ambiência*. 2014; vol.10 n°2 p. 565 – 580. DOI:10.5935/ambiencia.2014.02.10

Peres MK. Estratégias de dispersão de sementes no bioma cerrado: considerações ecológicas e filogenéticas. Tese (Doutorado em Botânica) - Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília. 2016.

Pilon NAL, Durigan G. Critérios para indicação de espécies prioritárias para a restauração da vegetação de cerrado. *Scientia Forestalis*. 2013; vol. 41, n° 99, p.389-399.

Sales HR, Santos RM, Nunes YRFN, Morais-Costa F, Souza SCA. Caracterização florística de um fragmento de cerrado na APA Estadual do Rio Pandeiros - Bonito de Minas/MG. *MG BIOTA*. 2009; vol. 2, n° 3.

Sano EE, Rosa R, Brito JLS, Ferreira LG. Land cover mapping of the tropical savana region in Brazil. *Environ Monit Assess*. 2010; 166:113–124. doi: 10.1007/s10661-009-0988-4

Van der Pijl, L. Principles of dispersal in higher plants. New York: Springer Verlag; 1982. Ed. 3.

ESTRUTURA VERTICAL DA COMUNIDADE ARBÓREA DE DUAS ÁREAS DE RESTAURAÇÃO PÓS-MINERAÇÃO DE BAUXITA

Luiz Henrique Elias Cosimo¹; Sebastião Venâncio Martins¹; Wesley da Silva Fonseca¹; Diego Balestrin¹;
Rodrigo da Silva Barros²; Christian Fonseca de Andrade²; Aldo Teixeira Lopes²

RESUMO: O objetivo foi caracterizar a estrutura vertical de duas áreas em processo de restauração pós-mineração de bauxita na Zona da Mata de Minas Gerais. A Área 1 está localizada no município de Descoberto, apresenta 1,0 ha e 14 anos do plantio de espécies arbóreas. A Área 2 está localizada no município de São Sebastião da Vargem Alegre, apresenta 0,45 ha e 7 anos de regeneração natural. Os indivíduos arbóreos com circunferência à altura do peito ≥ 15 cm foram mensurados e divididos em três classes de altura para cada área. O número e indivíduos e a área basal foram calculados para cada classe. Para a Área 1, a altura média foi de 8,97 m, variando de 3,0 a 20,6 m; para a Área 2, a altura média foi de 4,85 m, variando de 1,7 a 10,2 m. Nos dois casos, o maioria dos indivíduos estavam na classe intermediária. A área basal da classe intermediária e superior foram próximas, ainda que o número de indivíduos desta última fosse muito menor. Apesar de apresentar a mesma tendência, os valores para a Área 2 foram muito menores, o que é esperado de áreas jovens, contudo nessa área não foi realizado plantio, o que destaca a resiliência local e da paisagem. Análises complementares devem ser realizadas para chegar a uma conclusão concreta sobre o estado de restauração dessas áreas. Os valores encontrados de número de indivíduos e área basal por classe de altura evidenciaram os efeitos do tempo de restauração e das técnicas utilizadas.

Palavras chave: Mata Atlântica; Recuperação de Áreas Degradadas; Restauração Ecológica.

INTRODUÇÃO

Conciliar o desenvolvimento econômico e a conservação do meio ambiente é um dos grandes desafios das empresas de mineração (EL BIZRI et al, 2016; SONTER et al., 2018). Nesse sentido, dominar o processo de recuperação de áreas pós-mineração de

¹Laboratório de Restauração Florestal, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, Brasil. ²Companhia Brasileira de Alumínio – CBA, Miraí, MG, Brasil.

*Corresponding author. E-mail: venancio@ufv.br

bauxita é um desafio importante, visto a importância econômica e social dessa atividade e os possíveis impactos negativos ao meio ambiente (MOREIRA, 2004).

Dentre os caminhos que a recuperação de um ambiente degradado pode seguir, insere-se a restauração ecológica, que consiste no “processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído” (SER, 2004). As experiências de projetos de restauração na Mata Atlântica evidenciaram a importância do monitoramento das áreas em restauração, para verificar através de indicadores se a área é capaz de atingir os objetivos propostos no futuro (RODRIGUES et al., 2009).

Estudos fitossociológicos são importantes indicadores para conhecer a estrutura das comunidades vegetais e definir medidas de restauração (BALESTRIN, 2018). Tendo em vista que as florestas tropicais apresentam estrutura complexa, incluindo alta estratificação vertical (SOUZA, 2013), é importante que os projetos de restauração florestal incluam essa característica como um dos objetivos, a qual pode ser monitorada através de inventário.

Neste contexto, o objetivo desse trabalho foi caracterizar a estrutura vertical de duas áreas em processo de restauração pós-mineração de bauxita na Zona da Mata de Minas Gerais, sendo a primeira área com 14 anos após plantio de espécies arbóreas e a segunda com 6 anos de regeneração natural.

MATERIAL E MÉTODOS

A Área 1 está localizada no município de Descoberto, Minas Gerais, e apresenta 1,0 ha. A cobertura do solo anterior era floresta nativa e a extração da bauxita ocorreu em 2003, quando todo o solo superficial (*topsoil*) foi removido e armazenado. Uma vez encerrada a extração de minério, no final deste mesmo ano e início de 2004 a área recebeu ações de reabilitação do solo (reconformação topográfica, reposição do *topsoil*, adução verde com *Cajanus cajan* (L) Hunth e calagem) e em seguida foi realizado o reflorestamento heterogêneo em área total com espécies arbóreas. Um inventário do tipo censo foi realizado para avaliação da área 14 anos após o plantio. Na ocasião, todos os indivíduos com circunferência à altura do peito (CAP) ≥ 15 cm foram mensurados e identificados.

A Área 2 está localizada no município de São Sebastião da Vargem Alegre, Minas Gerais, e apresenta 0,45 ha. O uso anterior era cafeicultura estabelecida por cerca de 10 anos, antecedida por pastagem. A extração de bauxita ocorreu em 2009/2010, seguida da reconformação topográfica e reposição do *topsoil* previamente armazenado. Após a aplicação destas técnicas de preparo e recuperação de solos, nas áreas de restauração florestal da empresa, via de regra, é realizado o reflorestamento com espécies nativas, mas neste caso esta área pequena foi mantida como controle sem

plantio de mudas, para avaliar o processo de regeneração natural. Um inventário do tipo censo foi realizado para avaliação da área após 7 anos. Na ocasião, todos os indivíduos com $CAP \geq 10$ cm foram mensurados e identificados. Para fins de comparação entre as duas áreas, apenas indivíduos com $CAP \geq 15$ cm foram considerados nesta análise e os valores foram extrapolados por hectare.

Nos dois casos, o clima é do tipo Aw segundo o sistema de Köppen - tropical com estação seca e a vegetação nativa da região é a Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2012). No entorno das áreas de estudo existem áreas em processo de restauração com diferentes idades, pastagens e fragmentos florestais preservados. A lista de espécies encontradas nas duas áreas pode ser conferida no trabalho de Balestrin (2018). Três classes de altura foram definidas para cada área de acordo com a metodologia descrita em Souza (2013) (Tabela 1).

Tabela 1 - Descrição das classes de altura avaliadas na estrutura vertical (Ht = altura total; Hm = altura média; SHt = desvio padrão da altura total da população)

Classe	Descrição
1	$Ht < (Hm - 1SHt)$
2	$(Hm - 1SHt) \leq Ht < (Hm + 1SHt)$
3	$Ht \geq (Hm + 1SHt)$

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para a Área 1, a altura média foi de 8,97 m, variando de 3,0 a 20,6 m, com desvio padrão de 3,28 m. A maioria dos indivíduos apresentaram altura total na classe intermediária, representando 68,57%, sendo que apenas 13,70% apresentaram altura inferior a 5,69 m e 17,73% apresentaram altura superior a 12,62 m. Os indivíduos da classe de altura inferior representam uma pequena porção da área basal na área de estudo. A área basal das outras duas classes foi parecida, ainda que o número de indivíduos da classe de altura superior tenha sido muito menor que a classe intermediária (Figura 1).

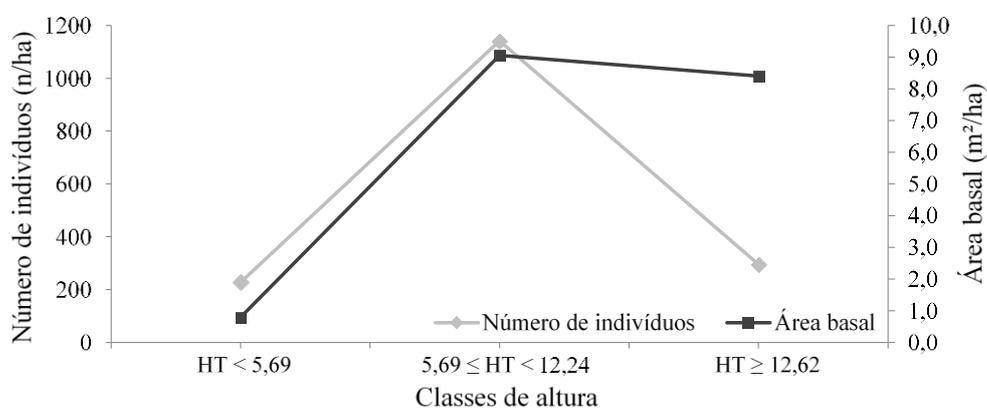


Figura 1 - Número de indivíduos (n/ha) e área basal (m²/ha) de três classes de altura dos indivíduos arbóreos da área em restauração através de plantio com 14 anos, Descoberto, Minas Gerais (Área 1).

Para a Área 2, a altura média foi de 4,85 m, variando de 1,7 a 10,2 m, com desvio padrão de 1.31 m. A classe de altura intermediária representou 69,10% dos indivíduos, sendo que apenas 14,87% apresentaram altura inferior a 3,54 m e 16,03% apresentaram altura superior a 6,16 m. A classe inferior contribui apenas com uma pequena porção da área basal. A área basal da classe intermediária e superior foi próxima, mesmo esta última apresentando um número de indivíduos muito menor (Figura 2).

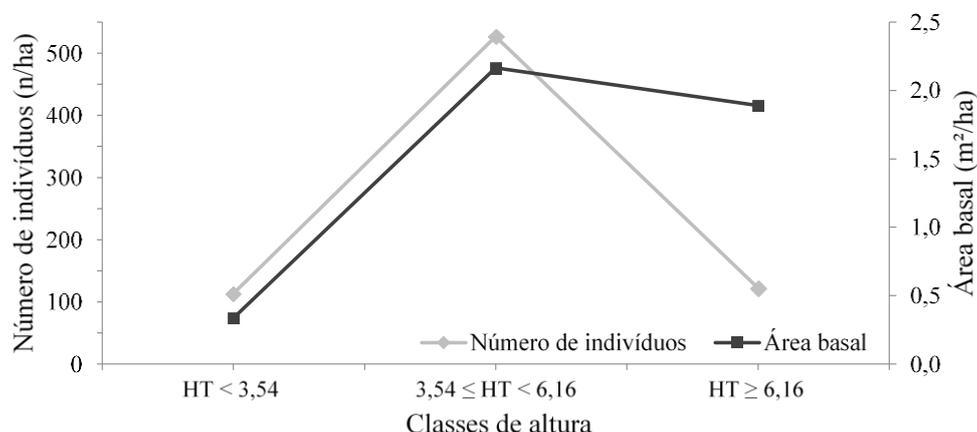


Figura 2 - Número de indivíduos (n/ha) e área basal (m²/ha) de três classes de altura dos indivíduos arbóreos da área em restauração passiva com 7 anos, São Sebastião da Vargem Alegre, Minas Gerais (Área 2).

As duas áreas apresentam estratificação vertical, evidenciado pela amplitude e intervalo entre as classes. Além disso, as duas áreas apresentam a mesma tendência na distribuição de indivíduos e área basal entre classes, também observada por Holanda et al. (2010) em Floresta Estacional Semidecidual. Os valores deixam evidente o efeito do tempo de restauração das áreas e das técnicas utilizadas. A área plantada e com 14 anos apresenta maiores valores de número de indivíduos e área basal. A área basal dessa área já é próxima daquela encontrada em fragmentos em estado inicial de sucessão ecológica (PINTO et al., 2007; HOLANDA et al., 2010).

Já o número de indivíduos e área basal da área em restauração passiva com 6 anos ainda é muito inferior ao de áreas naturais, reflexo do pequeno diâmetro dos indivíduos arbóreos, o que é esperado de áreas jovens. Contudo, é necessário destacar que não foi realizado plantio nessa área e com apenas 7 anos os valores encontrados indicam uma forte resiliência da área, provavelmente representada pelo banco de sementes presente no *top soil* e resiliência da paisagem. Dessa forma, o ideal é continuar

o monitoramento da área para investigar o comportamento ao longo do tempo de restauração e verificar a necessidade de intervenção futura.

Finalmente, análises complementares devem ser realizadas para chegar a uma conclusão concreta sobre o estado de restauração dessas áreas, como riqueza, diversidade, distribuição em grupos ecológicos e em classes sucessionais, que interferem diretamente nos processos ecológicos e autossustentabilidade do ecossistema florestal (MARTINS, 2012).

CONCLUSÕES

A estrutura vertical das duas áreas apresentou comportamento parecido, porém os valores encontrados de número de indivíduos e área basal por classe de altura evidenciaram os efeitos do tempo de restauração e das técnicas utilizadas. A transposição do *topsoil* armazenado e a preservação de fragmentos florestais nas proximidades das áreas mineradas foram fundamentais para os valores registrados, principalmente na Área 2, onde todos os indivíduos são resultado da resiliência local e da paisagem.

AGRADECIMENTOS

À Companhia Brasileira de Alumínio (CBA) pelo financiamento do projeto e ao CNPq pela concessão da bolsa durante a realização deste trabalho.

REFERÊNCIAS

Balestrin D. Fitossociologia e dinâmica do solo e da paisagem em áreas sob influência da mineração de bauxita em Minas Gerais-Brasil. 2004. 126p. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2004.

El Bizri HR, Macedo JCB, Paglia AP, Morcatty TQ. Mining undermining Brazil's environment. Science. 2016; 353(6296): 228-228.

Holanda AC, Feliciano AP, Marangon LC, Santos MS, Melo CLSMS, Pessoa MML. Estrutura de espécies arbóreas sob efeito de borda em um fragmento de floresta estacional semidecidual em Pernambuco. Revista Árvore. 2010; 34(1) 103-114.

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

Martins SV (Ed.). Restauração ecológica de ecossistemas degradados. 2ª ed. Viçosa: Editora UFV; 2012.

Moreira PR. Manejo do solo e recomposição da vegetação com vistas a recuperação de áreas degradadas pela extração de bauxita, Poços de Caldas, MG. 2004. 139p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2004.

Pinto SIDC, Martins SV, Silva AGD, Barros NFD, Dias HCT, Scoss LM.. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo de dois estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual na Reserva Florestal Mata do Paraíso, Viçosa, MG, Brasil. *Revista Árvore*. 2007; 31(5): 823-833.

Rodrigues RR, Lima RAF, Gandolfi S, Nave AG. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*. 2009; 142: 1242–1251.

SER - Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. The SER International Primer on Ecological Restoration. 2004. Disponível em: <http://c.ymcdn.com/sites/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/SER_Primer/ser_primer.pdf>. Acesso em: 07 de maio de 2019.

Sonter LJ, Ali SH, Watson JE. Mining and biodiversity: key issues and research needs in conservation science. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 2018; 285(1892): 20181926.

Souza AL, Soares CPB. Florestas nativas: estrutura, dinâmica e manejo. Viçosa: Editora UFV, 2013.

FRAGILIDADE DAS POLÍTICAS PÚBLICAS AMBIENTAIS: O ORÇAMENTÁRIO PARA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS NO TERRITÓRIO DO LITORAL NORTE E AGRESTE BAIANO

Arievania Santos Pereira¹; Deivison Bispo de Santana²; José Edésio Cardoso Silva³

RESUMO: Este estudo coloca em destaque a negligência orçamentária das gestões públicas municipais como um dos principais fatores a dificultar o avanço da restauração de áreas degradadas em cenário regional. O estudo foi realizado de forma a contemplar a região do Território Litoral Norte e Agreste Baiano – TLNAB, tendo como parâmetro os municípios litorâneos e sua sede institucional, que drasticamente é uma região marcada pela expansão predatória da pecuária e do monocultivo de eucalipto, bem como das pressões imobiliárias. Este estudo fez uso de uma abordagem semi-quantitativa para explorar o impacto do investimento monetário municipal nas restaurações de áreas degradadas. Essa metodologia possibilitou a avaliação exploratória dos aspectos orçamentários que não se dispõem explicitamente objetivados nos números. Evidenciou-se que menos de 3% do orçamento geral dos municípios avaliados são destinados para a pasta de Meio Ambiente. A situação se torna ainda mais agravante quando da constatação de fins específicos, no qual o investimento para restauração de áreas degradadas, salvo exceções, não ultrapassam os 2%. Essas evidências demonstram que, embora a restauração de áreas degradadas seja a solução estratégica chave para o entrave das questões de mudanças climáticas, em cenários municipais, não são vistas como prioridades pelas forças de planejamento orçamental.

Palavras-chave: Pecuária; Meio Ambiente; Mudanças Climáticas

INTRODUÇÃO

No estado da arte das questões que norteiam os mecanismos e estratégias para o enfrentamento das mudanças climáticas é consenso na comunidade científica que a

¹ Mestra em Ecologia e Conservação – UFS; Coordenadora de Projetos Ambientais da Secretaria de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente de Alagoins/BA. ²Engenheiro Agrônomo–UFRB; Especialista em Gestão Ambiental–UTFPR; Analista Ambiental da Secretaria de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente de Alagoins/BA. ³Enfermeiro–UFBA; Secretário de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente de Alagoins/BA.

restauração de áreas degradadas é um dos fatores decisivos na busca para o sequestro de carbono na atmosfera (NUNES CARVALHO et al. 2010). No âmbito das atribuições da gestão pública para com a questão, o Estado faz meio da premissa das responsabilidades compartilhadas entre a União, Estados, Distrito Federal e Municípios, como estratégia de celeridade nas soluções dos processos.

Contudo, em todas as esferas de governo, seja ela municipal, estadual ou federal a pasta relacionada ao Meio Ambiente é uma das que menos usufruí dessa tentativa de celeridade nas soluções, se apresentando como, em via de regra, a mais negligenciada (NISBET et al. 2009, MCCANN et al. 2005, SUNG et al. 2019). Nesse contexto, alguns estudos apontam que a pasta não só é a que possui menor aplicação de recurso financeiro como também uma das primeiras a ter seu o orçamento reduzido nos processos de crise de capital (MCCANN et al. 2005, SUNG et al. 2019). Não obstante a essa realidade, Meio Ambiente no cenário nacional estar longe de ser objeto de prioridade.

Considerando a necessidade de se ampliar as condições para que os processos de proposição, reformulação e discussão de políticas públicas sejam precedidos de análises técnicas que embasem a necessidade de investimentos na área, além da importância de publicações que apresentem informações sobre os orçamentos públicos com projetos de restauração, esse estudo se apresenta como ferramenta de propulsão para essas questões, objetivando avaliar o orçamento público para restauração florestal na região do Litoral Norte da Bahia e discutir oportunidades para a construção de uma perspectiva sistêmica do orçamento ambiental.

MATERIAL E MÉTODOS

A região na qual está situado o Território Litoral Norte e Agreste Baiano - TLNAB é uma região historicamente marcada pela expansão da pecuária (PTDS, 2018). A região agrupa, dentre outros, os municípios de Alagoinhas, Entre Rios, Esplanada, Cardeal da Silva, Conde e Jandaíra (Figura 1), objetos desse estudo. O TLNAB ocupa uma área de transição espacial, que vai desde o litoral até o agreste baiano, com extensão total 13.593,73 km², o que corresponde a aproximadamente 2,4% do tamanho do estado.

Os dados deste estudo foram coletados através de documentos dispostos nos diários oficiais dos municípios em questão, além de outras plataformas oficiais. Para tanto, gerou-se uma planilha com variação de tempo de nove anos nos orçamentos municipais, com base nos dados apresentados na Lei Orçamentária Anual de cada município. Para melhor equiparação dos dados, também foram coletados dados de Produto Interno Bruto – PIB e a população dos municípios. Os dados foram analisados através de uma abordagem semi-quantitativa o que possibilitou a avaliação exploratória dos aspectos orçamentários que não se dispõe explicitamente objetivados nos números.

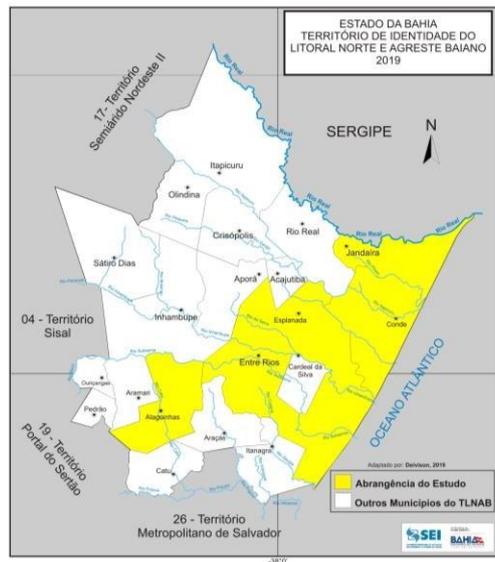


Figura 1 - Mapa do Território Litoral Norte e Agreste Baiano, com destaque para os municípios avaliados nesse estudo. Fonte: Plano Plurianual dos territórios da Bahia – SEPLAN, adaptado pelos autores.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

De modo geral, esse estudo evidencia e corrobora com autores que afirmam que a pasta de Meio Ambiente é uma das mais negligenciadas nos orçamentos públicos (ERNST et al. 2012, ZHANG et al. 2019). Em uma análise dos nove últimos anos nenhum dos municípios estudados teve seu orçamento superior a 3% do orçamento geral. Essa evidência além de ser um dado alarmante é preocupante no sentido de que, se constata, de maneira explícita, o descaso das políticas públicas municipais para com o cenário ambiental dos municípios.

Essa informação torna-se ainda mais agravante quando o orçamento entra no crivo da destinação para a Recuperação de Áreas Degradadas – RAD's dos municípios de Jandaíra e do Conde que quando não inexistente, não chega a atingir 2%. Alagoinhas, Entre Rios e Esplanada, em anos pontuações, tiveram orçamentos mais satisfatórios que demais localidades. Os números apresentados (Tabela 1) evidenciam que a falta de recursos monetários não são o principal problema para o desafio de se restaurar as áreas degradadas brasileiras.

O estado da arte, de forma geral, é que a questão não é vista como prioridade com a argumentação defasada, infundada e retrógrada de que o orçamento deve ser priorizado para outros temas, julgados com base em parâmetros paradoxais como de maior importância. Acontece que, enquanto essa situação não for revertida, a Mata Atlântica, assim como outros biomas, continuará em déficit de suas áreas verdes. Talvez

uma das tarefas mais desafiadoras para a restauração florestal atual seja a transformação das políticas públicas brasileiras nos mais distintos cenários das responsabilidades compartilhadas (Brançalion, 2012). Não foi possível realizar uma relação entre o valor do PIB e os valores orçados para a pasta. Muito embora se acredite haver uma relação direta entre estes fatores.

Tabela 1 - Panorama orçamental dos municípios da região norte do litoral baiano por Lei Orçamentária Anual - LOA em um intervalo de nove anos. Espaços não preenchidos simbolizam a ausência de orçamento.

ALAGOINHAS											
		2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011	2010
LO A	Valor Total	397.032.560,00	373.870.721,00	315.913.706,00	310.134.157,85	284.777.202,97	270.562.870,00	251.040.611,14	189.229.446,00	182.778.408,00	161.103.060,00
	Sec. Meio Ambiente	2.386.488,00	2.328.509,00	1.850.000,00	1.560.000,00	1.356.664,94	1.300.000,00	1.100.000,00	3.157.343,86	3.061.119,36	836.091,15
	%	0,60	0,62	0,59	0,50	0,48	0,48	0,44	1,67	1,67	0,52
	P/ Recuperação florestal	178.860,00	145.000,00	110.000,00	153.325,28	100.000,00	30.000,00				
	%	7,49	6,23	5,95	9,83	7,37	2,31	0,00	0,00	0,00	0,00
PIB	GERAL (R\$ milhões)				3.177,57	2.737,83	2.757,41	2.659,13	2.363,47	2.054,99	1.833,52
	PER CAPITA (R\$ 1,00)				20.452,72	17.721,13	17.956,54	17.428,92	16.474,77	14.383,65	12.897,57
POPULAÇÃO			150.832								141.949,00

Continua...

ENTRE RIOS											
		2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011	2010
LO A	Valor Total	97.611.361,0 0	90.956.766,0 0	84.986.500,0 0	84.128.000,0 0	86.758.171,9 8	95.276.574,7 0	74.604.620,0 0	62.046.680,0 0	58.149.550,0 0	58.640.640,0 0
	Sec. Meio Ambiente	1.658.930,00	1.945.700,00	1.067.700,00	1.162.100,00	858.700,00	640.500,00	891.220,00	797.012,00	3.069.720,00	1.827.820,00
	%	1,70	2,14	1,26	1,38	0,99	0,67	1,19	1,28	5,28	3,12
	P/ Recuperaçã o florestal	12.000,00			53.000,00	29.400,00	97.400,00	66.096,00	56.200,00	50.520,00	
	%	0,72	0,00	0,00	4,56	3,42	15,21	7,42	7,05	1,65	0,00
PIB	GERAL (R\$ milhões)				467,04	520,66	568,54	669,51	642,30	515,05	371,22
	PER CAPITA (R\$ 1,00)				10.818,03	12.106,75	13.275,06	15.701,50	15.985,49	12.866,92	9.307,75
POPULAÇÃO			41.654								39.872,00

Continua...

ESPLANADA											
		2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011	2010
LO A	Valor Total	115.125.496,0 0	99.626.231,0 0	88.458.600,0 0	88.975.500,0 0	99.000.000,0 0	93.880.290,0 0	82.285.271,6 8	79.219.000,0 0	70.260.000,0 0	57.423.558,0 0
	Sec. Meio Ambiente	575.640,00	598.500,00	532.000,00	694.000,00	691.792,00	436.000,00	682.000,00	413.300,00	205.000,00	18.000,00
	%	0,50	0,60	0,60	0,78	0,70	0,46	0,83	0,52	0,29	0,03
	P/ Recuperaçã o florestal	840,00	10.000,00			10.600,00				47.000,00	0
	%	0,15	1,67	0,00	0,00	1,53	0,00	0,00	0,00	22,93	0,00
	GERAL (R\$ milhões)				489,79	561,38	707,68	920,64	871,86	745,21	550,52
PIB	PER CAPITA (R\$ 1,00)				13.207,15	15.286,45	19.474,47	25.623,28	25.934,31	22.434,74	16.542,99
	POPULAÇÃO		36.882								32.802,00

Continua...

CONDE											
		2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011	2010
LO A	Valor Total	65.111.847,0 0	59.456.610,0 0	55.814.332,0 0	67.236.349,0 0	53.401.898,0 0	65.693.246,0 0	52.800.000,0 0	49.100.000,0 0	37.600.000,0 0	30.400.000,0 0
	Sec. Meio Ambiente	722.000,00	418.700,00	539.138,00	815.726,00	642.728,00	1.776.170,00	526.000,00	526.000,00	526.000,00	464.900,00
	%	1,11	0,70	0,97	1,21	1,20	2,70	1,00	1,07	1,40	1,53
	P/ Recuperação florestal						30.000,00	8.000,00	8.000,00	8.000,00	8.000,00
	%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,69	1,52	1,52	1,52	1,72
PIB	GERAL (R\$ milhões)				253,87	198,56	178,69	156,97	137,78	120,63	101,31
	PER CAPITA (R\$ 1,00)				9.611,74	7.580,28	6.882,95	6.104,57	5.716,17	5.054,48	4.293,79
POPULAÇÃO			25.63								23.62

Continua...

JANDAÍRA											
		2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011	2010
LO A	Valor Total	35.275.600,0 0	33.361.452,4 5	33.560.000,0 0	34.000.000,0 0	38.443.000,0 0	28.986.574,0 0	24.713.464,0 0	21.781.000,0 0	17.271.500,0 0	15.600.000,0 0
	Sec. Meio Ambiente	379.450,00	212.000,00	287.000,00	158.700,00	429.800,00	327.400,00	293.600,00	113.700,00	88.500,00	108.000,00
	%	1,08	0,64	0,86	0,47	1,12	1,13	1,19	0,52	0,51	0,69
	P/ Recuperaçã o florestal										
	%	0,00									
PIB	GERAL (R\$ milhões)				194,18	170,92	170,49	134,97	116,71	119,22	109,45
	PER CAPITA (R\$ 1,00)				17.506,04	15.449,82	15.455,14	12.273,48	11.246,89	11.513,56	10.603,64
POPULAÇÃO			10.691								10.331

CONCLUSÕES

A restauração de áreas degradadas embora seja a solução estratégica chave para o entrave das questões climáticas, em cenários municipais, não são vistas como prioridades. Persiste então, o desafio inerente a toda sociedade civil em geral, de mostra que quando da ausência de posição favorável das unidades federativas para com as questões de Meio Ambiente que prevaleçam os princípios éticos e morais que serão as ferramentas propulsoras dessa transformação que precisará acontecer em um futuro próximo.

Vale ressaltar também, que no tocante aos orçamentos públicos há ainda muito a avançar para o desenvolvimento das políticas públicas ambientais com o foco na preservação ambiental. É possível afirmar que o desinteresse no desenvolvimento das políticas ambientais está diretamente ligado ao desconhecimento, por parte dos gestores, da importância da eficiente gestão ambiental, aliado a isso também se afirma na pouca participação popular nas discussões orçamentárias para priorização de recursos orçamentários na área ambiental.

REFERÊNCIAS

Brancalion P, Strassburg BB, Rodrigues RR. Finding the money for tropical forest restoration. *Unasylva*. 2012; 63(239): 25-34.

Carvalho JLN, Avanzi JC, Silva MLN, de Mello CR, Cerri CEP. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 2010; 34(2): 277-289.

Ernst J, Tornabene L. Preservice early childhood educators' perceptions of outdoor settings as learning environments. *Environmental Education Research*. 2012; 18(5): 643-664.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia Estatística. Cidades, Panorama. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba/>>. Acesso em 15 de fevereiro de 2019.

McCann L, Colby B, Easter KW, Kasterine A, Kuperan KV. Transaction cost measurement for evaluating environmental policies. *Ecological economics*, 2005; 52(4): 527-542.

Nisbet EK, Zelenski JM, Murphy SA. The nature relatedness scale: Linking individuals' connection with nature to environmental concern and behavior. *Environment and Behavior*. 2009; 41(5): 715-740.

Prefeitura do Conde, Portal da transparência. Diário Oficial. Disponível em: <<http://ba.portaldatransparencia.com.br/prefeitura/conde/?pagina=planejamento>>. Acesso em 15 de fevereiro de 2019.

Prefeitura de Entre Rios, Portal da Transparência. Disponível em: <http://ba.portaldatransparencia.com.br/prefeitura/entrerios/index.cfm?pagina=planejamento&frompage=1&StartRow=6&planejamento_tipo_id=3>. Acesso em 08 de fevereiro de 2019.

Prefeitura de Esplanada, Portal da transparência. Diário oficial. Disponível em: <<http://ba.portaldatransparencia.com.br/prefeitura/esplanada/?pagina=planejamento>><<http://www.esplanada.ba.io.org.br/diarioOficial>>. Acesso em 15 de fevereiro de 2019.

Prefeitura de Jandaíra, Diário Oficial. Disponível em: <<http://jandaira.ba.io.org.br/diarioOficial/download/423/973/0>>.

PTDS, Plano Territorial de Desenvolvimento Sustentável. Colegiado de Desenvolvimento Territorial-CODETER. 2018. 76p.

SEI, Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia. Disponível em: <http://www.sei.ba.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=561&Itemid=335>. Acesso em 08 de fevereiro de 2019.

Sung CY, Park CB, Kim JS. Politics of forest fragmentation: a multiscale analysis on the change in the structure of forest landscape in the North and South Korean border region. Reg. Environmental Change. 2019; 19(1): 137-147.

Zhang D. Costs of delayed reforestation and failure to reforest. New Forests. 2019; 50(1): 57-70.

GRAMÍNEAS INVASORAS NA REGENERAÇÃO NATURAL DE CERRADO *SENSU STRICTO*: IMPLICAÇÕES ECOLÓGICAS

Márcio Venícius Barbosa Xavier^{1,2}; Diego Tavares Iglesias¹; Rúbia Santos Fonseca¹

RESUMO: A invasão biológica é o segundo maior problema ecológico da atualidade. Espécies exóticas invasoras possuem vantagens competitivas quando comparado às espécies nativas, dado à ausência de predadores, pioneirismo, longos períodos de floração e frutificação, rusticidade e adaptação aos ambientes degradados. Gramíneas invasoras de origem africana compreendem extrema ameaça à biodiversidade vascular do cerrado brasileiro, principalmente em ambientes regenerantes. Assim, objetivou-se realizar um checklist das gramíneas exóticas com potencial invasor em um remanescente de cerrado *sensu stricto* em regeneração natural. O estudo foi realizado em Montes Claros (MG), no Instituto de Ciências Agrárias da UFMG no período de dezembro de 2016 a janeiro de 2018. Foram coletadas, herborizadas e depositadas no herbário MCCA todas as espécies de Poaceae com material reprodutivo. Os táxons foram classificados como invasores por meio da plataforma de dados integrada ao Grupo Temático de Espécies Exóticas Invasoras da Rede Inter-Americana de Informação sobre Biodiversidade. Foram inventariadas oito espécies exóticas invasoras de Poaceae. A presença das espécies *Melinis minutiflora* e *Urochloa decumbens* é preocupante, uma vez que dominam a área e alteram características naturais dos ambiente e por isso expressam elevada agressividade. Os dados subsidiam ações de manejo no fragmento de cerrado *sensu stricto*.

Palavras chave: invasão biológica; Poaceae; área degradada.

INTRODUÇÃO

Invasão biológica abrange toda espécie com ocorrência fora de seu ambiente natural que, por sua vez, oferece ameaças à ecossistemas, habitats e outras espécies (BRASIL, 2000). Plantas exóticas invasoras, devido às vantagens competitivas, como ausência de predadores, pioneirismo, longos períodos de floração/frutificação e rusticidade (BRASIL, 2000), compreendem o segundo maior problema ecológico atual,

¹ Instituto de Ciências Agrárias (ICA) – UFMG – Campus Regional de Montes Claros, Avenida Universitária, 1.000 – Bairro Universitário, Montes Claros – MG – CEP: 39.404.547.

² Email: mvbx293@gmail.com

cujos impactos são intensificados à medida que ocupam ecossistemas naturais (ZILLER, 2001).

O avanço da colonização humana em novos locais levou consigo animais e plantas domesticados. O processo proporcionou a várias espécies condicionantes para se dispersarem além de seu local de origem (BRASIL, 2000). Assim, gramíneas africanas foram introduzidas no Brasil acidentalmente ou com fins comerciais no século XVIII por meio das grandes navegações (BARUCH et al., 1985; PIVELLO et al., 1999; DIAMOND, 2008). A criação de pastos e as andanças dos tropeiros dispersaram propágulos a caminho de vilas e cidades brasileiras, principalmente na região do Brasil Central (DIAMOND, 2008; PIVELLO, 2008). Após aclimatadas, as espécies se espalharam por grandes extensões de formações naturais (BARUCH et al., 1985; PIVELLO et al., 1999).

Gramíneas invasoras dispõem de elevada capacidade competitiva em relação às plantas nativas. Além disto, influenciam no desenvolvimento de plântulas, na germinação de sementes e podem interferir no processo de sucessão ecológica, principalmente em domínios majoritariamente savânicos (FILGUEIRAS, 1990; ZILLER, 2008). A partir de então, os capins exóticos se tornaram importantes espécies invasoras sobretudo no Cerrado, uma vez que se espalham facilmente; são extremamente competitivos; detêm maiores taxas fotossintéticas e são eficientes na utilização de nutrientes (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992; PIVELLO et al., 1999; SILVA; HARIDASAN, 2003).

O Cerrado brasileiro apresenta a savana neotropical mais biodiversa do planeta (KLINK; MACHADO, 2005; MURPHY et al., 2016). Entretanto, o domínio passa por acelerada antropização (DE ASSIS, 2017), em virtude do avanço da agropecuária, urbanização, silvicultura e mineração (MACHADO, 2016; PARR et al., 2014). Além da perda de mais de 70% da cobertura vegetal original, tais processos fragmentaram a paisagem do Cerrado (MACHADO, 2016), facilitando a chegada e instauração de plantas invasoras, visto que ambientes naturalmente abertos tendem a ser mais facilmente invadidos (ZITIER, 2001).

O conhecimento detalhado sobre quais são as espécies invasoras e sua caracterização ecológica, dinâmica das populações, controle, erradicação e recuperação de ambientes invadidos é pequeno (KLINK, 1994; MOROSONI; KLINK, 1997; PIVELLO et al., 1992; PIVELLO et al., 1999). Para Klink (1994), o principal problema em relação ao controle das invasões por plantas é a falta de conhecimento das espécies e dos aspectos que as levam a ser mais bem-sucedidas que plantas nativas.

Pivello (2005) salienta que a maior parte das pesquisas realizadas no Brasil com capins exóticos objetivam aumentar a produtividade e o vigor destes táxons, o que é inverso aos propósitos conservacionistas. Objetivou-se realizar um checklist dos capins

exóticos com potencial invasor em um fragmento de cerrado *sensu stricto* em regeneração natural no município de Montes Claros - MG.

MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi conduzida em fragmento de cerrado *sensu stricto* (22 ha) degradado em Montes Claros, Norte de Minas Gerais, no Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais (coordenadas: 16°40'57,70" S/ "43°50'19,62" W, 650m). Conforme relatos de trabalhadores locais, a área apresenta um acentuado histórico de degradação, que inclui queimadas, derrubada da mata (corte seletivo e profundo), implantação de lavoura e posterior introdução de gado para pastejo, o que causou a degradação do solo. Conforme a classificação de Köppen o clima da região enquadra-se como Aw (Tropical chuvoso), com estação quente chuvosa (de outubro a março) e outra fria e seca (de abril a setembro). A média anual de precipitação é 1.096 mm, temperatura média varia de 22,8 (janeiro) a 18,3°C (julho) (ALVARES et al., 2013).

As coletas foram realizadas no período de dezembro de 2016 a janeiro de 2018, por meio de incursões semanais a campo pelo método de caminhamento ao acaso e por trilhas pré-definidas. Foram coletadas todas as espécies de Poaceae que possuíam flor ou fruto. Os táxons foram herborizados conforme procedimentos usuais (FIDALGO; BONINI, 1989), e depositados no Herbário MCCA.

Os materiais botânicos foram identificados com o auxílio de chaves de identificação e comparação de exemplares depositados em herbários. A circunscrição da família seguiu o proposto por Chase (2016), as sinonímias e padronização da nomenclatura botânica seguiram Flora do Brasil (FLORA DO BRASIL 2020 EM CONSTRUÇÃO).

A classificação como espécie exótica invasora se deu por meio de consultas na base de dados integrada ao Grupo Temático de Espécies Exóticas Invasoras (I3N) da Rede Inter-Americana de Informação sobre Biodiversidade (IABIN) (GISP, 2016), gerenciado no Brasil pelo Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental (HORUS, 2005).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram amostrados 8 táxons de Poaceae, distribuídos em 7 gêneros (figura 1). De acordo com Ziller (2008), algumas características do ambiente o tornam mais suscetível a bioinvasão, tais como: I) menor a diversidade natural, riqueza e estratificação, trazendo maior a susceptibilidade à invasão, por apresentar desfalque em nichos ecológicos e que podem ser tomados por espécies exóticas invasoras; II) espécies exóticas invasoras não possuem competidores, predadores e parasitas, o que lhes

conferem vantagens e III) quanto mais elevado o grau de perturbação de um biossistema natural, mais facilmente espécies exóticas invasoras se disseminam, de modo especial, após a redução da diversidade natural pela exploração excessiva.

Figura 1 - Espécies invasoras em remanescente de cerrado *sensu stricto*, Montes Caros, Minas Gerais, Brasil.

Espécie	Nome popular
<i>Cenchrus purpureus</i> (Schumach.) Morrone	Capim-carrapicho
<i>Echinoalaena inflexa</i> (Poir.) Chase	Capim-flechinha
<i>Melinis minutiflora</i> P.Beauv.	Capim-gordura
<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	Capim-catingueiro
<i>Panicum dichotomiflorum</i> Michx.	Capim-do-banhado
<i>Paspalum plicatulum</i> Michx.	Capim-colchão
<i>Setaria vulpiseta</i> (Lam.) Roem. & Schult.	Capim-rabo-de-raposa
<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D.Webster	Capim-braquiária

Apesar de não ser usada de modo separado, a terceira hipótese é primordial para compreender os processos de invasão biológica neste trabalho, pois os relatos de trabalhadores locais apontam um acentuado histórico de degradação antrópica, por meio de queimadas, corte seletivo e profundo, implantação de lavoura e pastagem e introdução de gado. Práticas inadequadas de uso dos ecossistemas, como corte de áreas florestais, queimadas, erosão e pastoreio, cooperam para a fragilidade do meio às bioinvasões (ZILLER, 2000).

Poaceae é bem representada em número de espécies invasoras nos ambientes tropicais (DUARTE; DEUBER, 1999; SAMPAIO, 2014), devido à disseminação pelo vento e metabolismo C4 (PEDROTTI; GUARIM-NETO, 1998). Além disso, o grupo é um dos mais ricos em fisionomias savânicas (BATALHA; MARTINS, 2002; DUARTE; DEUBER, 1999; FILGUEIRAS, 2002; ZILLER, 2000).

A presença expressiva de gramíneas invasoras no fragmento de cerrado é preocupante, sobretudo, *Melinis minutiflora* e *Urochloa decumbens* uma vez que monopolizam e alteram características naturais do ambiente (ZILLER, 2000), o que pode afetar áreas que se encontram em regeneração natural, caso do fragmento estudado. Ambas estão no grupo de capins africanos invasores com elevada agressividade (FILGUEIRAS, 1990).

Melinis minutiflora invade ambientes naturais e em pouco tempo o descaracteriza por completo, substituindo as espécies que compõe o estrato herbáceo e impedindo o desenvolvimento de plântulas que compõe o estrato arbóreo (FILGUEIRAS, 1990). No cerrado, o capim-gordura encontra-se entre as mais importantes espécies invasoras; devido ao seu potencial bioinvasor, é um problema marcante no manejo de ecossistemas naturais (PIVELLO et al., 1999). *Urochloa decumbens*, além de dispor de estratégias similares à *M. minutiflora*, é o gênero mais causador de problemas dentre os capins invasores em áreas savânicas (ZILLER, 2008).

Em estudo conduzido em reservas de Cerrado em São Paulo, verificou-se efeitos competitivos entre *M. minutiflora* e *U. decumbens* com ervas nativas, propiciando a extinção. Estas espécies se mostram dominantes na vegetação e no banco de sementes, e são mais eficientes no uso de nitrogênio em relação as herbáceas (FREITAS, 1999; PIVELLO et al., 1999).

Assim, como o solo do fragmento se encontrada degradado, as gramíneas invasoras provavelmente se sobressaem também neste aspecto quando comparado à vegetação típica. Além disto, capins produzem grande quantidade de biomassa, altamente inflamável, o que aumenta riscos de incêndio na estação seca (PIVELLO et al., 1999), associação negativa do ponto de vista abordado em estudos de regeneração e recuperação de áreas degradadas quando se observa o período de 6 a 8 meses de seca em Montes Claros.

CONCLUSÕES

Foram inventariadas oito espécies de capim na área. Os resultados permitem traçar melhor delineamento de manejo do fragmento, além de contribuir para informações a cerca da flora invasora da região.

REFERÊNCIAS

Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, de Moraes G, Leonardo J, Sparovek G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift. 2013; 22(6): 711-728.

Baruch Z, Ludlow MM, Davis R. Photosynthetic responses of native and introduced C 4 grasses from Venezuelan savannas. Oecologia. 1985; 67(3): 388-393.

Batalha MA, Martins FR. The vascular flora of the cerrado in Emas National Park (Goiás, central Brazil). SIDA, contributions to Botany. 2002; p. 295-311.

Brasil. Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB). Decreto Legislativo nº 2, de 3 de fevereiro de 1994. Lex: Convenção sobre Diversidade Biológica – CDB: Cópia do Decreto Legislativo no. 2, de 5 de junho de 1992, Brasília: MMA. 2000.

Chase MW, Christenhusz MJM, Fay MF, Byng JW, Judd WS, Soltis DE, et al. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. Botanical Journal of the Linnean Society. 2016; 181(1): 1-20.

D'antonio CM, Vitousek PM. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. Annual Review Ecology Systems. 1992; 23(1): 63-87.

De Assis GB. Invasão do campo cerrado por braquiária (*Urochloa decumbens*): perdas de diversidade e técnicas de restauração. 2017. Tese de Doutorado. PhD Thesis: Jardim Botânico do Rio de Janeiro & Escola Nacional de Botânica Tropical, Rio de Janeiro.

Diamond J. Armas, Germes e Aço. Rio de Janeiro: Ed. Record. 2008.

Duarte AP, Deuber R. Levantamento de plantas infestantes em lavouras de milho 'safrinha' no estado de São Paulo, Brazil. *Planta Daninha*. 1999; 17(2): 297-307.

Fidalgo O, Bonini VLR. (Ed.). Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico. Secretaria do Meio Ambiente. 1989.

Filgueiras TS. Africanas no Brasil: Gramíneas Introduzidas da África. *Cadernos de Geociências*. Rio de Janeiro. 1990; nº 5.

Flora do Brasil. Flora do Brasil 2020 em Construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 07 Mai. 2019.

Freitas GK. Invasão biológica do capim-gordura (*Melinis minutiflora* Beauv) em um fragmento de cerrado (A.R.I.E Cerrado Pé-de-Gigante, Santa Rita do Passa Quatro). 1999. Dissertação (Mestrado em Biociências) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 1999.

Instituto Horus. Base de Dados de Espécies Invasoras no Brasil. 2015. Disponível em: <<http://i3n.institutohorus.org.br/>> Acesso em: 05 Jan. 2019.

Klink CA. Effects of clipping on size and tillering of native and African grasses of the Brazilian savannas (the cerrado). *Oikos*. 1994; 70: 365-376.

Klink CA, Machado RB. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade*. 2005; 1(1): 147-155.

Machado RB. Estimativa de perda da área do Cerrado brasileiro. 2016.

Matthews S, Brand K. América do Sul invadida: a crescente ameaça das espécies exóticas invasoras. GISP, Programa Global de Espécies Exóticas Invasoras. 2005. Disponível em: <<http://www.institutohorus.org.br/download/gispSAmericapo.pdf>> Acesso em: 05 Abril. 2019.

Morosini IB, Klink CA. Interferência do capim-gordura (*Melinis minutiflora* Beauv) no desenvolvimento de plântulas de embaúba (*Cecropia pachystachya* Trécul). In: Leite LL, Saito CH (eds). *Contribuição ao conhecimento ecológico do Cerrado*. Brasília: Universidade de Brasília, Dep. de Ecologia. 1997; p. 82-86.

Murphy BP, Andersen AN, Parr CL. The underestimated biodiversity of tropical grassy biomes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 2016; 371(1703): 20150319.

Parr CL, Lehmann CE, Bond WJ, Hoffmann WA, Andersen AN. Tropical grassy biomes: misunderstood, neglected, and under threat. *Trends in ecology & evolution*. 2014; 29(4): 205-213.

Pedrotti DE, Guarim Neto G. Flora ruderal da cidade de Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*. 1998; 12(2): 113-204.

Pivello VR. Manejo de fragmentos de Cerrado: princípios para a conservação da biodiversidade. In: Scariot A, Sousa-Silva JC, Felfili JM (org.). *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 2005; p. 401-413.

Pivello VR. An expert system for the use of prescribed fires in the management of Brazilian savannas. PhD thesis, Ascot, Imperial College of Science, Technology and Medicine, University of London. 1992.

Pivello VR, Carvalho VMC, Lopes PF, Peccinini AA, Rosso S. Abundance and distribution of native and alien grasses in a “cerrado” (Brazilian savannas) Biological Reserve. *Biotropica*. 1999; 31(1): 72-82.

Sampaio AB, Schmidt IB. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. *Biodiversidade Brasileira*. 2014; (2): 32-49.

Silva JSO. Acúmulo de biomassa aérea e concentração de nutrientes em *Melinis minutiflora* e gramíneas nativas do Cerrado. 2003. 48f. Dissertação (Mestrado em Biociências) – Universidade de Brasília, Brasília. 2003.

Ziller SR. A Estepe Gramíneo-Lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica. 2000. Tese (Doutorado em Conservação da Natureza), Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2000.

Ziller SR. Os processos de degradação ambiental originado por plantas Exóticas invasoras. Disponível em: <www.institutohorus.org.br/download/artigos> Acesso em: 02 Abril de 2019.

Zitier SR. Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. 2001.

GRUPOS ECOLÓGICOS E SÍNDROMES DE DISPERSÃO DE ESPÉCIES DO BANCO DE SEMENTES EM ÁREA APÓS MINERAÇÃO DE BAUXITA

Wesley da Silva Fonseca¹; Sebastião Venâncio Martins¹; Diego Balestrin¹; Luiz Henrique Cosimo¹; Christian Fonseca de Andrade²; Rodrigo da Silva Barros²; Aldo Teixeira Lopes²

RESUMO: Este estudo teve como objetivo determinar os grupos ecológicos e síndromes de dispersão das espécies do banco de sementes de uma área em regeneração natural após mineração de bauxita, na Zona da Mata Mineira. Foram alocadas 10 parcelas ao longo da área. Em cada parcela, coletou-se três amostras de solo superficial (0,45 x 0,29 x 0,05 m). As amostras foram transportadas para bandejas na casa de sombra do Viveiro de Pesquisas da UFV, onde foram mantidas durante seis meses. Quinzenalmente as plântulas emergentes foram identificadas, contabilizadas e retiradas. Foram registradas 8.280 plântulas emergidas, pertencentes a 51 espécies e 24 famílias botânicas. Obteve-se a densidade de 2.114,94 propágulos m⁻². Quanto a categoria sucessional, emergiram 35 espécies pioneiras, 6 secundárias iniciais, 2 secundárias tardias e 8 não classificadas. A predominância de espécies pioneiras no banco de sementes deve-se a capacidade de formarem um banco persistente devido à longa viabilidade e grande produção de sementes. No que concerne a síndrome de dispersão, emergiram 27 espécies anemocóricas, 12 zoocóricas, 7 autocóricas e 5 espécies não classificadas. Em nível de indivíduos predominou a dispersão zoocórica. As espécies zoocóricas são importantes para a atratividade e manutenção da fauna dispersora de propágulos, além de indicar que a área pode estar se apresentando como importante oferta de abrigo e recursos para a fauna. Portanto, a floresta em restauração em área minerada apresenta resiliência e tendência ao enriquecimento natural.

Palavras-chaves: Restauração florestal; Bioindicadores; Sucessão florestal.

INTRODUÇÃO

A restauração ecológica é um processo de assistir à recuperação de um ecossistema que foi perturbado (SER, 2005). A restauração visa, então, retomar o ecossistema afetado, o mais próximo possível da sua condição original, através de comparações com um ecossistema de referência, parâmetros estruturais, indicadores ecológicos e um nível mínimo de diversidade (MARTINS, 2012).

O banco de sementes é um bom indicador do potencial de recuperação de um ambiente, visto que, esse componente florestal está intimamente ligado ao

¹ Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais.

² Companhia Brasileira de Alumínio – CBA, Unidade Miraf, Miraf, Minas Gerais.

estabelecimento de populações de plantas, à manutenção da diversidade de espécies, ao estabelecimento de grupos ecológicos e o potencial de regeneração natural de um ecossistema frente a possíveis distúrbios, ou seja, sua resiliência (CALEGARI et al., 2013, MARTINS, 2013).

Desta forma, a eficácia de um projeto de restauração florestal deve ser analisada por meio de indicadores de avaliação e monitoramento (BRANCALION et al., 2015). Através do conhecimento sobre os grupos ecológicos, bem como, as síndromes de dispersão das espécies em regeneração é possível definir o estado atual do projeto e verificar se há necessidade de sofrer novas interferências, permitindo o avanço da sucessão florestal e reconstrução dos processos ecológicos, de modo a área apresentar sinais de estar se tornando autossustentável.

Sendo assim, este estudo teve como objetivo determinar os grupos ecológicos e síndromes de dispersão das espécies do banco de semente de uma área em regeneração natural após mineração de bauxita, na Zona da Mata Mineira de modo a inferir sobre a dinâmica do processo de restauração ecológica.

MATERIAL E MÉTODOS

Este trabalho faz parte da parceria entre a Companhia Brasileira de Alumínio (CBA) e o Laboratório de Restauração Florestal da Universidade Federal de Viçosa (LARF-UFV).

O estudo foi realizado no município de São Sebastião da Vargem Alegre, localizado na Zona da Mata de Minas Gerais (21° 01' 58.82" S e 42° 34' 59.82" W), em uma área de 0,45 ha de floresta em restauração por regeneração natural.

No passado, esta área já foi utilizada pela pecuária e pela cafeicultura. Entre os anos de 2009 e 2010, a CBA iniciou a exploração de bauxita e após a lavra foi realizada a reconformação topográfica com estéril e o recobrimento com a transposição de *topsoil*, com espessura de 40 a 50 cm. Após a aplicação destas técnicas de preparo e recuperação de solos, nas áreas de restauração florestal da empresa via de regra é realizado o reflorestamento com espécies nativas, mas neste caso esta área pequena foi mantida como controle sem plantio de mudas, para avaliar o processo de regeneração natural.

Após sete anos, a área já coberta por vegetação arbustivo-arbórea oriunda de regeneração natural, foi avaliada em termos do banco de sementes do solo. Para análise do banco de sementes foram alocados 10 pontos amostrais. Em cada ponto foi lançado um gabarito de 45 x 29 cm (1.305 cm²), no interior do qual foram coletadas três amostras de solo superficial até uma profundidade de 5,0 cm, desprezando a serapilheira dura superficial (restos de vegetação, como folhas, ramos e caules) e perfazendo um total de 30 amostras.

As amostras do banco de sementes do solo foram transportadas para a casa de sombra do Viveiro de Pesquisas da Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa – MG, onde foram alojadas em bandejas plásticas (0,45 x 0,29 x 0,08 m), isoladas de possíveis contaminações por propágulos externos e cobertas por tela tipo sombrite com 50% de

sombreamento. Foram dispostas na bancada quatro bandejas com areia esterilizada, com a função de controle. As amostras ficaram sob irrigação por aspersão programada durante o período de seis meses.

A avaliação do banco de sementes do solo foi realizada pelo método indireto de emergência das plântulas (BROWN, 1992). As plântulas emergentes foram identificadas e contabilizadas, quinzenalmente, sendo as mesmas retiradas logo após seu registro. Para as espécies não reconhecidas no viveiro, foi coletado o material botânico para posterior comparação com material depositado no herbário VIC da Universidade Federal de Viçosa e, ou consulta a especialistas quando necessário.

As espécies amostradas no banco de sementes foram classificadas em famílias botânicas e os nomes científicos e seus respectivos autores atualizados de acordo com o sistema do *Angiosperm Phylogeny Group IV* (2016) e pela base de dados do site *The Plant List* (THE PLANT LIST, 2018).

Adotou-se também a classificação das espécies em categorias sucessionais, de acordo com os critérios propostos por Budowski (1965) e adaptados por Gandolfi et al. (1995) para florestas semidecíduas brasileiras, sendo: pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e não classificadas.

As espécies foram também classificadas quanto às síndromes de dispersão de propágulos em zoocóricas - dispersão por animais; anemocóricas - dispersão pelo vento; e autocóricas - dispersam por gravidade ou por mecanismos de auto-dispersão, como a deiscência explosiva (PIJL, 1982).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

No banco de sementes da floresta em restauração por regeneração natural foram registradas 8.280 plântulas emergidas, pertencentes a 51 espécies e 24 famílias botânicas. Obteve-se elevada densidade de 2.114,94 propágulos m⁻². Nas bandejas controle, com areia esterilizada, não houve emergência de plântulas, mostrando a não contaminação do experimento por sementes vindas de fontes próximas.

Quanto à categoria sucessional, emergiram 35 espécies pioneiras, 6 secundárias iniciais, 2 secundárias tardias e 8 não classificadas (Figura 1). Em nível de indivíduos, emergiram 5.205 pioneiros, 2.117 secundários iniciais, 91 secundários tardios e 867 não classificados.

O banco de sementes do solo em área de estágio inicial de sucessão tende a apresentar uma elevada densidade de sementes, diminuindo à medida que avança a sucessão (ARAÚJO et al. 2001). Deste modo, a predominância de espécies pioneiras nativas no banco de semente deve-se a capacidade de formarem um banco persistente devido à longa viabilidade das sementes, a grande produção de sementes, a eficientes mecanismos de dispersão, e por normalmente apresentarem rápido crescimento a pleno sol, comprovando ser um indicador de resiliência a perturbações naturais ou antrópicas (DALLING, 2002).

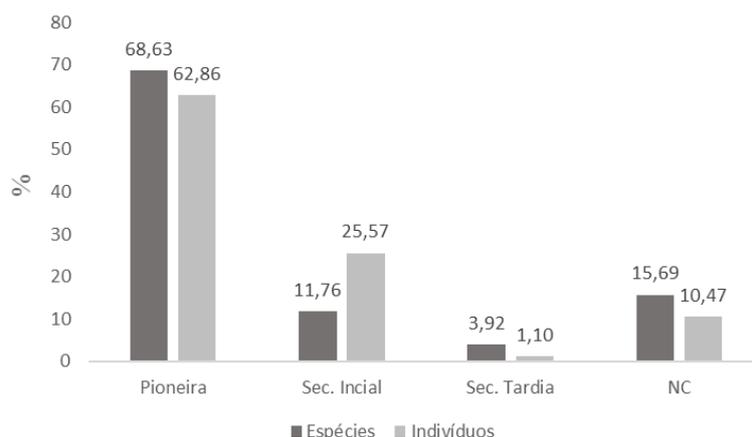


Figura 1 – Distribuição percentual de espécies e indivíduos, por grupo ecológico, amostradas no banco de sementes em uma área de regeneração natural após mineração de bauxita em São Sebastião da Vargem Alegre, MG, Brasil. Sec. Inicial = Secundária inicial, Sec. Tardia = Secundária tardia, NC = Não classificada.

No que diz respeito à síndrome de dispersão, 52,94% das espécies são anemocóricas, 23,53% zoocóricas, 13,73% autocóricas e 9,80% não classificadas. Em nível de indivíduos, 36,78% possuem dispersão zoocórica, 36,03% anemocórica, 25,54% autocórica e 1,65% não classificados (Figura 2).

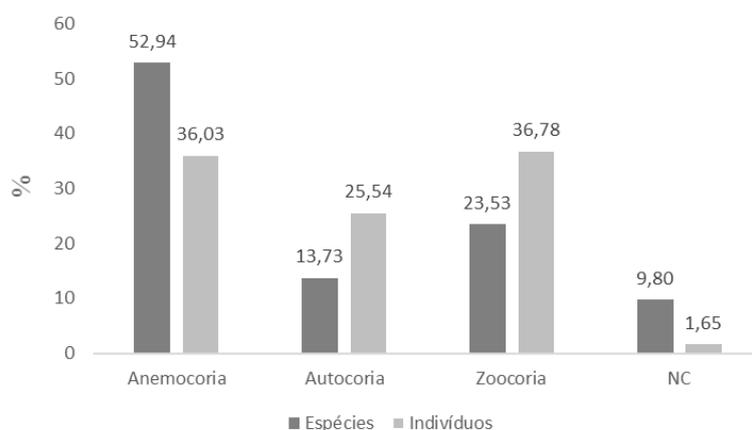


Figura 2 – Distribuição percentual de espécies e indivíduos, por síndrome de dispersão, amostradas no banco de sementes em uma área de regeneração natural após mineração de bauxita em São Sebastião da Vargem Alegre, MG, Brasil. NC = Não classificada.

A maior riqueza de espécies com dispersão anemocórica corrobora com outros estudos realizados em áreas restauradas na região (MIRANDA NETO et al. 2017; SILVA, 2017), uma vez que muitas espécies pioneiras tem sua dispersão a longas distâncias pelo vento, principalmente espécies da família Asteraceae.

Em relação ao número de indivíduos, houve uma leve predominância de dispersão zoocórica, mas que revela a importância dos fragmentos florestais do entorno como fonte de recurso e abrigo para a manutenção da fauna dispersora de propágulos,

principalmente no início da regeneração da floresta, após perturbações (FRANCO et al., 2012), contribuindo para o enriquecimento do banco de sementes e do banco de plântulas das florestas em restauração.

CONCLUSÕES

A paisagem em que está inserida a área estudada apresenta resiliência, sendo que os fragmentos florestais no entorno foram responsáveis, juntamente com o *topsoil* transposto após o encerramento da mineração, pela elevada densidade e riqueza de espécies no banco de sementes do solo.

A predominância de espécies pioneiras verificada neste estudo é comum em bancos de sementes, refletindo o potencial de regeneração do ecossistema a eventuais perturbações.

O destaque no número de indivíduos de espécies zoocóricas reflete a importância desta floresta em restauração e dos fragmentos florestais em seu entorno, para a atratividade da fauna, particularmente da avifauna frugívora.

Recomenda-se a avaliação e o monitoramento da área em diferentes épocas, assim como o enriquecimento da floresta com espécies arbóreas de estágios sucessionais mais avançados.

As ações adotadas pela empresa de recuperação e conservação do solo (reconformação topográfica, transposição de solo rico – *topsoil* e terraceamento em nível) após o encerramento da mineração, bem como a preservação de fragmentos florestais nas proximidades da área minerada foram fundamentais para o processo de regeneração natural.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Companhia Brasileira de Alumínio (CBA) pelo financiamento do projeto e a FAPEMIG pela concessão da bolsa de estudos.

REFERÊNCIAS

APG IV - The Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. Botanical Journal of the Linnean Society. 2016; 181: 1–20.

Araújo MM, Oliveira FA, Vieira ICG, Barros PLC, Lima Cat. Densidade e composição florística do banco de sementes do solo de florestas sucessionais na região do Baixo Rio Guamá, Amazônia Oriental. Scientia Forestalis. 2001; 59:115-130

Brancalion PHS, Viani RAG, Rodrigues RR, Gandolfi S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: Martins SV, editor.

Restauração ecológica de ecossistemas degradados. 2 nd ed. Viçosa: Editora UFV; 2015.

Brown D. Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. *Canadian Journal of Botany* 1992; 70: 1603-1612.

Budowski G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of successional processes. *Turrialba*. 1965; 15(1):40-42.

Calegari L, Martins SV, Campos LC, Silva E, Gleriani JM. Avaliação do banco de sementes do solo para fins de restauração florestal em Carandaí, MG. *Revista Árvore* 2013; 37(5): 871-880.

Dalling JW. Ecología de semillas. In: Guariguata MR, Kattan GH, editores. *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Cartago: Libro Universitario Regional; 2002.

Franco BKS, Martins SV, Faria PCL, Ribeiro GA. Densidade e composição florística do banco de sementes de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Campus da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. *Revista Árvore*. 2012; 36: 423-432

Gandolfi S, Leitão Filho H. F, Bezerra C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta semidecídua no município de Guarulhos, SP. *Revista Brasileira de Biologia*. 1995; 55: 753-767.

Martins SV. *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. Viçosa, MG: Editora UFV, 2012, 293p

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

Miranda Neto A. et al. Banco de Sementes em Mina de Bauxita Restaurada no Sudeste do Brasil. *Floresta e Ambiente* [online]. 2017; 24: 2179 – 8087.

Pijl L. VD. *Principles of dispersal in higher plants*. 3a ed. Berlin and New York, Springer-Verlag. 1982: 214p.

SER (Society for Ecological Restoration International). *Guidelines for Developing and Managing Ecological*, 2005. Disponível em: <https://www.ser.org/default.aspx> Acesso: 02 de setembro de 2018.

Silva K. A. Avaliação ecológica de uma floresta em restauração após mineração e de um ecossistema de referência, Zona da Mata mineira, 2017. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, 2017.

The Plant List. 2018. Disponível em:<<http://www.theplantlist.org/>>. Acessado em 02 de maio de 2018.

INFLUÊNCIA DAS PLANTAS EXÓTICAS INVASORAS URBANAS NO PROCESSO DE RESTAURAÇÃO

Yolanda Rafaela Racanelli ^{1, 2}; Ednilson Rodrigues Barbosa ²; Márcia Akemi Nakano ²; Daniel Teixeira de Lima ²; Renata Almeida Jimenez-Scabbia ¹

RESUMO: A presença de espécies exóticas invasoras na arborização de ruas, gera uma preocupação, pois estas são problemas potenciais para as áreas verdes e principalmente remanescentes florestais, podendo se dispersar para essas áreas de preservação e afetar áreas em processo de restauração. Diante do exposto, o presente trabalho teve como objetivo identificar as espécies arbóreas exóticas invasoras encontradas em áreas verdes urbanas. O estudo foi realizado na área urbana do município de Mogi das Cruzes, SP e a amostragem ocorreu em áreas verdes que se encontram nos bairros Centro Cívico e Jardim Esplanada. Nas 12 áreas verdes foram levantados 912 indivíduos, distribuídos em 98 espécies e 31 famílias, Desses 912 indivíduos, 533 exemplares são exóticos e estão distribuídos em 62 espécies e 26 famílias. A presença das espécies exóticas em meio urbano pode, no futuro, acarretar problemas em áreas de recuperação e preservação, fragmentos e matas ciliares, pois os exemplares podem competir com as espécies locais e diminuir populações de espécies nativas.

Palavras chave: Áreas verdes; áreas degradadas; praças; sistema verde urbano.

INTRODUÇÃO

São consideradas exóticas espécies introduzidas num meio em que não ocorrem naturalmente (PAES, 2016) e invasoras quando acabam se estabelecendo e passam a ocupar o espaço de espécies nativas através do desenvolvimento de suas populações autoregenerativas, tornando-se dominantes conforme o tempo e assim causando impactos negativos (BIONDI e MULLER, 2013).

A introdução de espécies exóticas é considerada uma grande ameaça mundial à biodiversidade pois modificam ciclos e características naturais dos ecossistemas atingidos, além da alteração fisionômica da paisagem em que se encontram (SILVA *et al.*, 2007; BLUM *et al.* 2008; PAES, 2016).

No meio urbano, uma prática frequente é o plantio de espécie exóticas realizada de forma voluntária pela população que não possui informação prévia sobre a importância dessa escolha (SILVA *et al.*, 2007). A arborização urbana compõe a área

¹ Núcleo de Ciências Ambientais, Universidade de Mogi das Cruzes – UMC, Mogi das Cruzes, SP. Bolsista Faep⁽²⁾.

²Secretaria Municipal do Verde e Meio Ambiente - SMVMA, Mogi das Cruzes, SP.

verde que uma cidade apresenta, sendo esta o conjunto de áreas públicas ou privadas com vegetação, englobando canteiros de ruas e avenidas, parques públicos e praças (SANTOS *et al.*, 2017).

A presença de espécies exóticas invasoras na arborização de ruas gera uma preocupação, já que estas são problemas potenciais para as áreas verdes e grandes remanescentes florestais, pois podem se propagar para essas áreas pela dispersão de sementes pelo vento e principalmente pela avifauna (que utiliza árvores do meio urbano como abrigo), podendo invadir áreas com vegetação nativa, como as de preservação permanente e unidades de conservação (BOBROWSKI e BIONDI, 2013).

A ocorrência de espécies exóticas invasoras na fase adulta pode ser uma ameaça constante, pois indicam que as mesmas estão ali há muito tempo e provavelmente antes da criação de meios específicos para o seu controle (BIONDI e MULLER, 2013).

Esse é um cenário negativo para a restauração florestal de áreas de preservação e em processo de restauração próximo ao meio urbano, pois as espécies exóticas invasoras prejudicam as espécies nativas, limitando o crescimento, o estabelecimento e sobrevivência das mesmas, gerando assim uma comunidade menos rica e biodiversa ao longo do tempo (MULER, 2014).

A arborização de cidades desempenha importante função ecológica salvaguardando a identidade biológica regional. Para tal devem ser valorizadas as espécies vegetais que ocorrem naturalmente em cada região e um bom planejamento proporciona a variação da diversidade das espécies e a sua manutenção, resistência e resiliência em situações não favoráveis, mantendo a biodiversidade atraindo espécies de fauna que, por vezes, vêm visitar a área urbana (SILVA *et al.*, 2007).

Portanto, como forma de amenizar os impactos gerados pela urbanização intensiva, a arborização urbana tornou-se comum (mesmo que ainda recente) por conta dos benefícios que proporciona, porém é uma área que deve ser estudada e planejada com cautela para que seja eficiente, para que se tenha vegetação nativa e de qualidade predominante a curto e longo prazo (SANTOS *et al.*, 2017).

Diante do exposto, o presente trabalho teve como objetivo identificar as espécies arbóreas exóticas invasoras encontradas em áreas verdes urbanas.

MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo foi realizado na área urbana do município de Mogi das Cruzes, SP. Situado na zona leste da mesorregião Metropolitana de São Paulo. O município tem população aproximada de 433.901 habitantes, sendo 544,12 hab/km e apresenta 62,2% de suas vias públicas arborizadas (IBGE, 2010).

O município faz parte da mesorregião do Alto Tietê, sendo o mais populoso com um Índice de Desenvolvimento Humano – IDHM segundo o IBGE (2010) de 0,783, e está localizado a cerca de 42 quilômetros da capital São Paulo. O município possui em seu território duas represas que fazem parte do Sistema Produtor do Alto Tietê, sendo o reservatório de Taiapuê e a barragem do rio Jundiáí.

A cidade é cortada pela Serra do Mar, onde ficam abrigados remanescentes florestais de Mata Atlântica e áreas para a conservação da biodiversidade como a Serra do Itapeti e do Mar. Muitos remanescentes encontrados no município se encontram em propriedades privadas e em reservas legais, de acordo com Morini e Miranda (2012). Essas áreas são importantes para o aumento da conectividade entre os fragmentos, possibilitando a recuperação da fauna e flora nativa. Diante disso, a importância da arborização urbana como corredor ecológico é vital para os processos de manutenção da biodiversidade no município.

A amostragem ocorreu em áreas verdes que se encontram no bairro Centro Cívico e proximidades, no município de Mogi das Cruzes, SP.

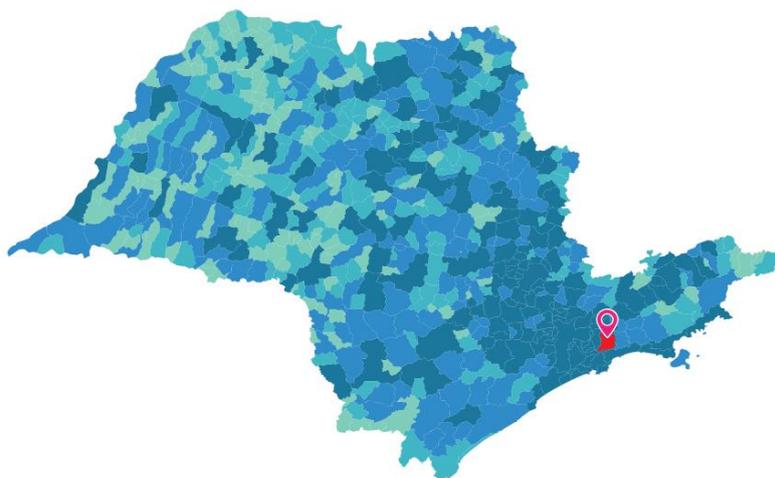


Figura 1 - Localização do Município de Mogi das Cruzes no estado de São Paulo (em vermelho). Fonte: IBGE, 2019 (adaptado).

Foram realizadas coletas em visitas semanais às áreas verdes, entre abril e junho de 2018, listadas as espécies observadas e quando houve dúvida o material foi coletado, para posterior identificação. Em campo a identificação das espécies foi realizada com o auxílio de uma equipe da Secretaria do Verde e Meio Ambiente (SVMA) de Mogi das Cruzes, SP.

A nomenclatura utilizada para a denominação das famílias seguiu a classificação proposta em APG IV (2016). Para as espécies utilizou-se a nomenclatura utilizada na Flora do Brasil (FLORA DO BRASIL, 2019), que também fornece informações sobre a origem.

A partir da listagem gerada foi possível levantar espécies exóticas invasoras utilizadas na arborização urbana.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nas 12 áreas verdes foram levantados no total 912 indivíduos, distribuídos em 98 espécies e 31 famílias. Desses 912 indivíduos, 533 exemplares são exóticos e estão

distribuídos em 62 espécies e 26 famílias. As espécies exóticas encontradas foram listadas e contadas para cada uma das áreas (Tabela 1).

Tabela 1: Espécies exóticas invasoras encontradas nas 12 áreas de coleta, no município de Mogi das Cruzes, SP. 1 = área verde da Secretaria de Educação, 2 = Parque Botyra, 3 = Praça Dr. Fabio Amaral, 4 = Praça Francisca de Campos, 5 = Praça Gebrail Sawaya, 6 = Praça João A. Batalha, 7 = Praça Jorge Sakai, 8 = Praça José M. Carreiro, 9 = Rotatória Otto Unger, 10 = Praça Paulo Vaz, 11 = Praça do Socorro, 12 = Praça Norival Tavares.

Nome popular	Nome Científico	Autor	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Abacateiro	<i>Persea americana</i>	Mill.	-	2	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Alfeneiro	<i>Ligustrum lucidum</i>	W.T.Aiton	-	6	-	-	-	5	-	-	-	-	-	-
Amoreira Branca	<i>Morus alba</i>	L.	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Amoreira preta	<i>Morus nigra</i>	L.	-	-	-	8	-	1	-	-	1	-	-	-
Cheflerão	<i>Schefflera actinophylla</i>	(Endl.) Harms	-	2	-	3	-	1	-	1	-	1	-	1
Cinamomo	<i>Melia azedarach</i>	L.	-	1	-	5	-	3	-	-	-	-	-	-
Espatódea	<i>Spathodea campanulata</i>	P. Beauv.	10	3	19	18	1	-	-	3	-	-	-	-
Falso Ipê	<i>Tecoma stans</i>	(L.) Juss. ex Kunth	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Goiabeira	<i>Psidium guajava</i>	L.	-	9	-	6	-	-	-	1	-	-	-	2
Jambolão	<i>Syzygium cumini</i>	(L.) Skeels	3	3	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-
Nespera	<i>Eriobotrya japônica</i>	(Thunb.) Lindl.	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Palmeira Leque	<i>Livistona chinensis</i>	(Jacq.) R. Br. ex Mart.	-	5	-	-	5	6	-	-	-	-	-	-
Palmeira rabo de Peixe	<i>Caryota urens</i>	L.	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Palmeira Seafortia	<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>	H. Wendl. & Drude	-	21	1	2	-	3	-	-	-	-	-	-
Pinheiro	<i>Pinus sp.</i>	L.	-	1	9	7	-	-	1	1	-	-	-	1

Há um grande número de espécies exóticas invasoras devido a sua utilização como plantas ornamentais, caso das palmeiras leque (*Livistona chinensis*), com 16 indivíduos, rabo-de-peixe (*Caryota urens*) com apenas 1 indivíduo, e mais frequente a seafortia (*Archontophoenix cunninghamiana*) com 27 indivíduos. Cardinelli *et al.* (2017) descrevem que a proximidade de fragmentos florestais de áreas urbanas onde as espécies de palmeiras supracitadas se encontram podem oferecer um risco às áreas de reflorestamento por exemplo, pois as mesmas podem facilmente colonizá-las.

Das espécies exóticas mencionadas *Spathodea campanulata* (espatódea) é muito popular na região, devido a elevada beleza ornamental, e por isso muito utilizada para o paisagismo, porém possui uma intensa capacidade de regeneração natural e chega a oferecer mais um risco para abelhas e beija-flores nativos podendo competir por recursos com outras espécies em áreas de restauração florestal em que foi inserida (SILVA *et al.*, 2007; SARTORELLI *et al.*, 2018).

A espécie identificada como *Melia azedarach* (cinamomo) apresentou no total nove exemplares, e a espécie identificada como *Tecoma stans* (falso-ipê) apresentou apenas um, sendo classificadas segundo Blum *et al.* (2008) como as espécies que possuem uma grande capacidade de invasão biológica, podendo se dispersar a partir das vias públicas, florestas ciliares e até mesmo em áreas degradadas. O cinamomo é um exemplar que invade Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Decidual. Já o falso-ipê invade áreas de pastos e matas ciliares, áreas de reflorestamento e há registro de invasão em áreas de regeneração natural, sendo de difícil controle (ATTANASIO, 2008).

A presença de árvores frutíferas exóticas é bem frequente, porém geram problema como invasoras pois algumas são dispersadas por aves ou morcegos para regiões distantes, podendo se propagar assim para grandes áreas e florestas, como por exemplo o abacateiro (*Persea americana*) (FATMA, 2016). As amoreiras (*Morus nigra* e *Morus alba*), são nativas da China e foram introduzidas para fins ornamentais e alimentares, assim como afirmam Biondi e Macedo (2008). A goiabeira (*Psidium guajava*) invade áreas de florestas degradadas (como em pastos por exemplo) ou áreas desmatadas, chega a esses locais pois suas sementes são dispersadas por aves e até mesmo por animais de criação, como o gado. Os frutos de nêspera (*Eriobotrya japonica*) se dispersam facilmente para áreas naturais, portanto o uso deve ser feito com cuidado para evitar invasões biológicas em detrimento de florestas nativas (FATMA, 2016).

Os 11 exemplares de alfeneiro (*Ligustrum lucidum*) podem, futuramente, interferir na dinâmica de florestas caso se disperse para áreas de regeneração, uma vez que esta espécie reduz a diversidade biológica e altera o funcionamento e estrutura do ecossistema em que se encontra, assim como o cheflerão (*Schefflera actinophylla*) (STRUJAK, 2016). O jambolão (*Syzygium cumini*), com oito exemplares identificados, também pode oferecer o mesmo risco para uma área em regeneração, principalmente se expandirem suas populações já que possuem fácil germinação e um crescimento muito rápido em questão de altura, gerando assim risco para a diversidade local (REZENDE, 2016).

Foram identificados 20 exemplares do gênero *Pinus*. As espécies desse gênero são altamente prejudiciais a campo e florestas, pois o mesmo se expande de forma muito rápida, sendo esses um dos motivos de se utilizar o gênero para o reflorestamento e florestamento no passado. As espécies de *Pinus* oferecem um grande risco de contaminação biológica e há necessidade de um manejo preventivo, pois essa cultura poderá dominar campos e áreas no futuro empobrecendo, assim, o meio ambiente (KOCH e HENKES, 2013).

CONCLUSÕES

Pelo fato da arborização urbana ser dinâmica não há um controle eficiente de quais e como os exemplares são plantados pela população, o que também justifica o

grande número de espécies exóticas, estas que provavelmente foram trazidas por imigrantes e animais dispersores.

A alta frequência de espécies exóticas identificadas em meio urbano e a baixa frequência de espécies nativas revelam a despreocupação e a falta de um planejamento eficaz com a conservação da flora nativa e podem acarretar, futuramente, problemas em áreas de recuperação e preservação, fragmentos e matas ciliares, pois os exemplares podem se dispersar, crescer e se reproduzir de forma rápida, competindo com as espécies locais e diminuindo populações de espécies nativas.

REFERÊNCIAS

APG IV - The Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 2016; 181: 1–20.

Attanasio CM. Manual Técnico: Restauração e Monitoramento da Mata Ciliar e da reserva Legal para a Certificação Agrícola - Conservação da Biodiversidade na Cafeicultura. Piracicaba: Imaflora. 2008.

Biondi D, Macedo JHP. Plantas invasoras encontradas na área urbana de Curitiba (PR). *Floresta, Curitiba*. 2008; 38(1): 129-144.

Biondi D, Muller E. Espécies arbóreas invasoras no paisagismo dos parques urbanos de Curitiba, BR. *Floresta, Curitiba*. 2013; 43(1): 69-82.

Blum CT, Borgo M, Sampaio ACF. Espécies exóticas invasoras na arborização de vias públicas de Maringá-PR. *REVSBAU - Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana, Piracicaba*. 2008; 3(2): 78-97.

Bobrowski R, Biondi D. Espécies não tradicionais indesejáveis na composição da arborização de ruas. *Enciclopédia Biosfera, Goiânia*. 2013; 9(17): 1293-1304.

Cardinelli LS, Fonseca RS, Martins SV. Invasão de palmeira australiana no sub-bosque de uma floresta plantada, Viçosa, MG. *Pesquisa Florestal Brasileira, Colombo*. 2017; 37(91): 249-258.

FATMA, Fundação do Meio Ambiente. Lista comentada de espécies exóticas invasoras no estado de Santa Catarina: espécies que ameaçam a diversidade biológica. Florianópolis: Fatma. 2016.

Flora do Brasil. Flora do Brasil 2020 em Construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em 20 de abril de 2019.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Mogi das Cruzes. Disponível em <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/mogi-das-cruzes/panorama>>. Acesso em 21 de abril de 2019.

Koch MM, Henkes JA. A interferência das plantações de *Pinus* spp nos ecossistemas dos campos de cima da Serra, RS. *Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental*, Florianópolis. 2013; 2(1): 64-91.

Morini MSC, Miranda VFO (orgs): Serra do Itapeti: Aspectos históricos, sociais, e naturalísticos. 1. Ed. São Paulo: Canal 6. 2012.

Muler AE. Avaliação de uma Floresta Atlântica urbana em restauração: da ecologia às questões sociais. 2014, 97 p. Dissertação (Mestrado em Botânica). Escola Nacional de Botânica Tropical, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro - JBRJ, Rio de Janeiro. 2014.

Paes MP. Plantas exóticas invasoras no Brasil: uma ameaça às plantas nativas e ao ecossistema. *Revista Especialize On-line IPOG*, Goiânia. 2016; 11(1).

Rezende GM. Restauração florestal no sul da Amazônia: métodos para romper barreiras à regeneração natural. 2016, 70 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília, DF. 2016.

Santos RC, Antunes L, Bessegatto D. Espécies Exóticas Invasoras Na Arborização Urbana De Vias Públicas De Sananduva/RS. V. 12, n.2. *REVSBAU - Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*. 2017; p. 39-47.

Sartorelli PAR, Campos EM, Sampaio AB, Gouvêa APML. Guia de plantas não desejáveis na restauração florestal. 1. Ed. São Paulo: Agroicone. 2018.

Silva LM, Hasse I, Moccelin R, Zboralski AR. Arborização de vias públicas e a utilização de espécies exóticas: o caso do bairro centro de Pato Branco/PR. *Scientia Agraria*. 2007; 8(1): 47-53.

Strujak EF. Influência de *Ligustrum Lucidum* W.T. Aiton no desenvolvimento inicial de três espécies arbóreas nativas em plantio de restauração florestal. 2016. 10 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Florestal). Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2016.

INÓCULO DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES AUMENTA O CRESCIMENTO DE MUDAS DE *Pterocarpus violaceus*, EM DIFERENTES SUBSTRATOS

Rafaela Stefani Silva¹, Daniela Cristina da Silva³, Betania Guilhermina Pedrosa⁴, Paulo Prates Júnior²,
Maria Catarina Megumi Kasuya⁵

RESUMO: *Pterocarpus violaceus* Vogel., conhecida como Aldrago é uma espécie florestal utilizada em reflorestamento de áreas degradadas, sendo necessário garantir substratos adequados para a produção de mudas de qualidade. A inoculação de mudas com microrganismos, tais como fungos micorrízicos arbusculares (FMA) pode acelerar o crescimento destas plantas. O objetivo deste trabalho foi avaliar o crescimento de mudas de *P. violaceus* inoculadas ou não e em diferentes tipos de substratos: composto orgânico com terra de barranco (ZG+TB), substrato comercial Vida Verde (SV) e substrato comercial Vida Verde com terra de barranco (SV+TB). O experimento foi conduzido em casa de vegetação em delineamento experimental inteiramente casualizado em arranjo fatorial (2x3) com seis tratamentos e cinco repetições, sendo eles (I) Substrato ZG+TB com Inóculo; (II) Substrato ZG+TB sem Inóculo; (III) SV com Inóculo; (IV) SV sem Inóculo; (V) SV+TB com Inóculo; (VI) SV+TB sem Inóculo. Após 101 dias foram avaliadas as seguintes medidas: diâmetro, altura, massa fresca (MFPA) e seca da parte aérea (MSPA) e nodulação. Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e as médias comparadas pelo teste de Tukey, a 10 % de probabilidade. Verificou-se que as mudas inoculadas apresentavam maior diâmetro e altura, independente do substrato. Houve interação substrato/inóculo, sendo que SV+TB com inóculo, apresentou maior MFPA e MSPA, quando comparado com os demais tratamentos. Conclui-se que o inóculo aumenta o crescimento de *P. violaceus*, e o substrato SV+TB inoculado favorece o crescimento desta planta.

Palavras chave: Produção de mudas; Arbóreas nativas; Proporção solo/substrato; Microrganismos benéficos.

INTRODUÇÃO

Pterocarpus violaceus Vogel., conhecido como Aldrago, pertence à família Fabaceae e subfamília Faboideae, é uma espécie que ocorre no sul da Bahia e Minas

¹Graduanda em Agronomia - Universidade Federal de Viçosa, UFV-MG

²Graduanda em Agronomia - Universidade Federal de Viçosa, UFV-MG

³Graduanda em Agronomia - Universidade Federal de Viçosa, UFV-MG

⁴Doutor em Microbiologia Agrícola - Universidade Federal de Viçosa, UFV-MG

⁵Professora do Departamento de Microbiologia-Universidade Federal de Viçosa, UFV-MG.

gerais até o Paraná, correspondendo a áreas de floresta ombrófila da Mata Atlântica (LORENZI 1992). É uma árvore utilizada nos reflorestamentos de áreas degradadas e de preservação permanente, devido a fácil multiplicação e adaptação a insolação direta (NAKAMURA & OLIVEIRA, 2005). Estudos comprovam que espécies florestais nativas da família Fabaceae estabelecem simbiose mutualista com fungos micorrízicos arbusculares (FMA) e formam nódulos com bactérias fixadoras de nitrogênio atmosférico (ROSKOSKI et al. 1986; DELA CRUZ et al. 1988; PRATES JÚNIOR, 2018), podendo a simbiose reduzir a necessidade de fertilização fosfatada e nitrogenada.

Os FMA são simbioses obrigatórios e recebem fotoassimilados das plantas, as quais recebem nutrientes do fungo, sobretudo os pouco móveis no solo, a exemplo de P (SMITH e READ, 1997). Além disso, aumenta o volume de solo explorado pelas raízes, uma vez que as hifas funcionam como um sistema radicular complementar, aumentando a absorção de nutrientes, promovendo melhor aproveitamento de fertilizantes, com aumento do crescimento de plantas (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006).

Espécies de Fabaceae florestais nativas, a exemplo de *Plathyenia reticulata* Benth. e *Melonoxydon brauna* Schott. apresentam baixa sobrevivência quando cultivadas em substratos orgânicos e fungos micorrízicos arbusculares podem aumentar a sobrevivência e crescimento dessas plantas (PRATES JÚNIOR, 2018), diminuindo o uso de fertilizantes minerais, os quais aumentam o custo de produção e nem sempre garantem a sobrevivência e crescimento de mudas em campo. Proporções de horizonte B latossólico com composto orgânico podem favorecer o acúmulo de nutrientes, tais como P, K e Mg, favorecendo o crescimento de mudas de espécies florestais nativas (CUNHA, 2006). Assim, o objetivo do presente trabalho, foi avaliar o crescimento de mudas de *Pterocarpus violaceus*, inoculadas e/ou não com FMA, em diferentes tipos de substrato.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram colocadas 113 sementes de *P. violaceus* para germinar em areia lavada e autoclavada, em casa de vegetação, após 30 dias, havia germinado 35 plântulas.

As plântulas foram transplantadas para tubetes de 180 mL, contendo três tipos de substratos;

(I) composto orgânico (bagaço de cana, cama de frango e moinha de carvão vegetal = (60 %) + terra de barranco (= 40%) (ZG+TB); (II) substrato comercial Vida Verde (SV); (III) substrato comercial Vida Verde (60 %) com terra de barranco (40 %) (SV+TB).

No momento do transplantio, foram adicionados 15 mL de inóculo obtido pelo método *on farm* (CZERNIAK & STÜMER, 2014).

O delineamento experimental constou de um arranjo fatorial (2x3), consistindo de seis tratamentos e cinco repetições, sendo eles (I) Substrato ZG+TB com Inóculo; (II) Substrato ZG+TB sem Inóculo; (III) SV com Inóculo; (IV) SV sem Inóculo; (V) SV+TB com Inóculo; (VI) SV+TB sem Inóculo.

O experimento foi conduzido em casa de vegetação por 101 dias e as medidas de crescimento avaliadas foram diâmetro, altura, massa fresca (MFPA) e seca da parte aérea (MSPA) e nodulação.

As medidas de crescimento, diâmetro, altura, MFPA e MSPA foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 10 % de probabilidade.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As mudas de *P. violaceus* inoculadas apresentaram maior altura (Figura 1A) e diâmetro (Figura 1B) independente do substrato. Além disso, SV+TB com inóculo apresentou maior MFPA e MSPA, quando comparado com os demais tratamentos (Tabela 1). Não foi observada a presença de nódulos em nenhum dos seis tratamentos.

O maior crescimento das plantas inoculadas pode estar relacionado ao maior volume de solo explorado em plantas colonizadas, aumentando, assim, a absorção de nutrientes. Em trabalhos anteriores usando Fabaceae, observou-se que a inoculação favoreceu o crescimento vegetativo da planta e o aproveitamento da adubação fosfatada (PRATES JÚNIOR, 2018).

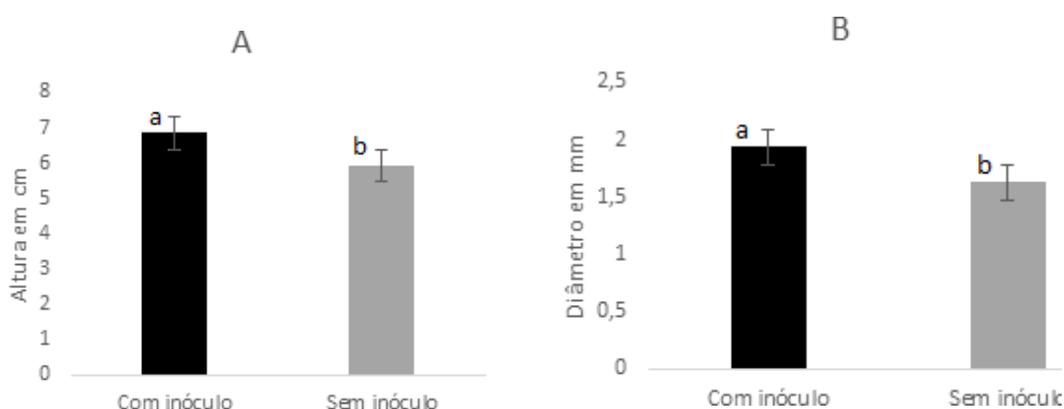


Figura 1: Altura (A) e diâmetro (B) de mudas de *Pterocarpus violaceus* crescidas por 101 dias em casa de vegetação em substrato inoculado ou não com fungos micorrízicos arbusculares. Barras seguidas de letras diferentes diferem entre si pelo teste de Tukey a 10% de probabilidade.

Um dos fatores fundamentais na produção de mudas de espécies nativas florestais, é o substrato, devido a larga utilização no sistema de produção (GERVASIO et al., 2016), Nesse sentido, o melhor crescimento das plantas no substrato SV+TB, pode estar relacionado à utilização de compostos orgânicos, que aumentam o crescimento e diminuem o uso de fertilizantes químicos (QUINTANA et al., 2009). Estes compostos orgânicos, quando combinados com diferentes proporções de solo, podem promover melhor crescimento das mudas de espécies florestais nativas (PRATES JÚNIOR, 2018).

O maior crescimento da planta no substrato SV+TB, pode estar relacionado. às características físico-químicas do substrato, incluindo pH, cargas iônicas que influenciam a disponibilidade de nutrientes e, porosidade total, que interferem

diretamente na quantidade de água e ar disponível para a planta.

Tabela 1: Matéria fresca da parte aéreas (MFPA) e matéria seca da parte aérea (MSPA), de mudas de *Pterocarpus violaceus* Vogel crescidas por 101 dias em casa de vegetação em substrato inoculado ou não com fungos micorrízicos arbusculares, nos seguintes substratos: composto orgânico + terra de barranco (ZG+TB), substrato comercial vida verde (SV) ou substrato comercial vida verde + terra de barranco (SV+TB).

Medida de crescimento*	Substrato inoculado			Substrato não inoculado		
	ZG+TB	SV	SV+TB	ZG+TB	SV	SV+TB
MFPA (g)	0,339 B	0,545 AB	0,695 A	0,324 B	0,324 B	0,343 B
MSPA (g)	0,123 B	0,165 AB	0,222 A	0,125 B	0,117 B	0,122 B

Nota: * Médias seguidas pela mesma letra maiúscula nas linhas, dentro de cada fator (substrato inoculado ou não), separadamente, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 10 % de probabilidade.

CONCLUSÕES

Conclui-se que o inóculo de FMA favorece o crescimento das mudas de *P. violaceus* e que o substrato SV+TB é promove maior crescimento das plantas.

AGRADECIMENTOS

FAPEMIG, CAPES/PROEX, CNPq, Agroflor, Fundação Renova.

REFERÊNCIAS

Cunha AM, Cunha GM, Sarmento RA, Cunha GM, Do Amaral JFT. Efeito de diferentes substratos sobre o desenvolvimento de mudas de *Acacia* sp. Revista *Árvore*, Viçosa-MG. 2006; 30(2): 207-214.

Czerniak MJ, Stümer SL. Produção de inoculante micorrízico on farm utilizando resíduos da indústria florestal. Revista Brasileira de Ciências do Solo. 2014; 38(6): 1712-1721.

Dela Cruz RE, Manalo MQ, Aggangan NS, Tambalo JD. Growth of three legume trees inoculated with VA mycorrhizal fungi and *Rhizohium*. Plant and Soil. 1988; 108: 111-15.

Gervasio CR, Silva ACS, Sarmento MB, Netto CG, Pinheiro LMC, Oliveira CJ. Substratos na produção de mudas de espécies nativas do Sul do Brasil. Magistra, Cruz das Almas – BA. 2016; 28(2): 268-272.

Moreira FMS, Siqueira JO. Microbiologia e Bioquímica do Solo. 2.ed. Lavras: Editora UFLA. 2006; 729p.

Nakamura AT, Oliveira DMT. Morfoanatomia e ontogênese da sâmara de

Pterocarpus violaceus Vogel (Fabaceae: Faboideae). Brazilian Journal of Botany. 2005; 28(2): 375-387.

Prates Júnior P. Plant soil feedback e inoculação de fungos micorrízicos em mudas de vinhático e braúna. 118 p. 2018. Tese (Doutorado em Microbiologia Agrícola) – UFV. Viçosa, MG. 2018.

Roskoski JP, Pepper I, Pardo E. Inoculation of leguminous trees with Rhizobia and VA Mycorrhizal fungi. For. Ecol. Manage. 1986; 16: 57-68.

Smith SE, Read DJ. Mycorrhizal symbiosis, second edition. Academic press. 1997.

Quintana NRG, Carmo MS, Melo WJ. Valor agregado ao lodo de esgoto. Revista Energia na Agricultura, Botucatu. 2009; 24(1): 121-129.

INSETOS COMO BIOINDICADORES DA RESTAURAÇÃO ECOSSISTÊMICA: VARIÁVEIS ECOLÓGICAS E NÍVEL DE IDENTIFICAÇÃO TAXONÔMICA

Taise Cristina Plattau Arenhardt^{1,3}; Marcelo Diniz Vitorino^{2,3}; Guilherme Alan Klunk^{2,3}; Joice Adriana Rezini^{2,3}; Sebastião Venâncio Martins¹

RESUMO: O objetivo deste trabalho foi determinar variáveis da estrutura da comunidade da entomofauna em áreas submetidas a diferentes técnicas de restauração e se níveis de identificação mais elevados permitem a discriminação entre as áreas. A área de estudo está localizada no Parque Nacional da Serra do Itajaí (PNSI), nos domínios da Floresta Ombrófila Densa Montana. Foram selecionadas cinco áreas amostrais, sendo: floresta nativa (referência), regeneração natural em estágio intermediário e áreas de pastagens com diferentes técnicas de nucleação (poleiros artificiais, plantio em módulos e transposição de serapilheira). As coletas foram realizadas no período de agosto/2017 a junho/2018 a partir da instalação de armadilhas *pitfall*. As variáveis ecológicas (riqueza, abundância/ocorrência e composição) foram analisadas em dois níveis de identificação taxonômica (famílias de Insecta e espécies de Formicidae). Foram coletados um total de 6.074 insetos (25,45% pertencem à família Formicidae), distribuídos em 104 famílias. A riqueza não apresentou diferenças significativas entre as áreas amostrais. Apenas a abundância de famílias apresentou diferenças, sendo maior nas áreas em estágios mais avançados de sucessão. A composição apresentou diferenças significativas entre as áreas amostrais para os dois grupos analisados seguiram o mesmo padrão sucessional das áreas amostrais. Concluiu-se que a composição foi a métrica mais adequada e que níveis taxonômicos menos específicos permitiram a diferenciação das áreas amostrais, nesse contexto, a identificação ao nível de família torna-se uma opção promissora na aplicação da entomofauna da serapilheira como bioindicador da restauração ecológica.

Palavras chave: composição, serviços ecossistêmicos, nucleação, Formicidae, monitoramento.

INTRODUÇÃO

A restauração ecológica tem como objetivo a conversão de uma área degradada para uma condição não degradada que é planejada a partir da estrutura, composição e o

¹ Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Engenharia Florestal, Programa de Pós Graduação em Ciência Florestal

² Universidade Regional de Blumenau, Departamento de Engenharia Florestal, Programa de Pós Graduação em Engenharia Florestal

³ Universidade Regional de Blumenau, Departamento de Engenharia Florestal, Laboratório de Monitoramento e Proteção Florestal

funcionamento do seu ecossistema original (SER, 2004). A avaliação e o monitoramento das diferentes técnicas utilizadas é uma das etapas essenciais, uma vez que permite determinar se os objetivos serão alcançados ou se poderá haver a necessidade de redimensionamentos (BRANCALION et al. 2012). Essa etapa é realizada a partir de indicadores que, na sua maioria são baseados na estrutura da vegetação (SUGANUMA e DURIGAN, 2015), entretanto, devido a elevada complexidade dos ecossistemas florestais, a utilização de indicadores tem sido bastante discutida na literatura, sendo sugeridos vários indicadores, entre eles, grupos faunísticos.

Os insetos têm sido considerados como uma boa alternativa como bioindicadores da restauração de áreas degradadas, apresentando uma série de vantagens como elevada abundância, curto ciclo de vida, facilidade de amostragem e sensibilidade à alterações ambientais (LOUZADA e ZANETTI, 2013). Entretanto, como fatores limitantes da sua utilização, há a necessidade de especialistas para identificação e lacunas no conhecimento dos padrões de respostas da entomofauna aos diferentes cenários de restauração. Níveis menos específicos de identificação, como família por exemplo, surgem como uma alternativa.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial bioindicador da comunidade da entomofauna da serapilheira em áreas submetidas à restauração ecológica a partir de diferentes técnicas buscando determinar se níveis de identificação taxonômica menos específicos (família) permitem a discriminação das diferentes áreas com o mesmo poder preditivo de níveis de identificação mais refinados (espécie).

MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo está inserida no Parque Nacional da Serra do Itajaí (PNSI), em local denominado como Faxinal do Bepe, no município de Indaial - SC. O PNSI é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral, que abrange nove municípios catarinenses, e está inserida no Bioma Mata Atlântica, fitofisionomia Floresta Ombrófila Densa Montana (IBGE, 2012). A área do Faxinal do Bepe foi colonizada anteriormente a década de 60 e usada exclusivamente para agropecuária, atualmente a região encontra-se na forma de pastagens abandonadas e degradadas (BRASIL, 2009).

As coletas foram realizadas no período de agosto/2017 a junho/2018, bimestralmente, totalizando seis coletas. No total foram cinco áreas amostrais com diferentes tipos de uso do solo e estágios sucessionais: 1) floresta nativa (remanescente de Floresta Ombrófila Densa em estágio avançado); 2) regeneração natural em estágio intermediário; 3) transposição de serapilheira; 4) plantio de mudas em módulos e; 5) poleiros artificiais. As áreas 3, 4 e 5 são técnicas de nucleação instaladas em áreas de pastagem e se encontram em estágio inicial de sucessão. A obtenção dos insetos foi

realizada a partir da utilização de três armadilhas *pitfall* instaladas em diagonal em uma parcela de 10 x 20 metros. Todos os artrópodes coletados foram triados, contados, identificados, montados e armazenados em recipientes individualizados identificados por área amostral e data da coleta. Para a análise de dados foram considerados dados identificados ao nível de famílias e espécies de Formicidae.

Para cada grupo foi determinada a riqueza e abundância (para Formicidae foi considerada a ocorrência) total por área amostral e submetidas ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk. Quando os dados apresentaram distribuição paramétrica, foi aplicado análise de variância (ANOVA) e teste t de Tukey. Para distribuição não paramétrica foi aplicado o teste de Kruskal-Wallis seguido pelo teste *post hoc* de Mann-Whitney. A análise da composição foi realizada a partir da análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) (BORCARD et al. 2011) baseados na dissimilaridade de Bray-Curtis. A significância dos eixos de ordenação foi realizado a partir da análise PERMANOVA ao nível de 5% de significância (ANDERSON, 2001).

As análises foram realizadas a partir da utilização do software R (R Development Core Team 2009) e PAST versão 3.22 (HAMMER et al. 2001).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram coletados um total de 6.074 insetos, distribuídos em 104 famílias. Da abundância total, 25,45% pertencem à família Formicidae. Das variáveis analisadas, a abundância total de famílias da Classe Insecta foi a única variável que apresentou diferenças significativas entre as áreas amostrais (Tabela 1). A abundância de Insecta foi maior na área de floresta nativa, seguido pela área de regeneração natural. Os menores valores foram observados na área de poleiros artificiais (Tabela 1).

Tabela 1 - Riqueza, abundância e ocorrência das famílias da Classe Insecta e espécies de Formicidae nas diferentes áreas amostrais. Sendo: FLO: floresta nativa; REG: regeneração natural; PLAN: plantio de mudas; POL: poleiros artificiais e; SER: transposição de serapilheira.

	FLO	REG	PLAN	POL	SER	K/F	p
Famílias de Insecta							
Riqueza	68	57	61	49	58	F: 1,04	0,4
Abundância*	1344 a	865 ab	618 ab	393 b	769 ab	F: 0,96	0,03
Espécies de Formicidae							
Riqueza	35	37	32	34	32	F: 0,49	0,74
Ocorrência	84	74	118	110	102	F: 0,89	0,48

Nota: *Valores seguidos pela mesma letra não diferem entre si pelo teste ANOVA e t de Tukey ao nível de 5% de significância.

A NMDS e a PERMANOVA permitiram observar diferenças na composição entre as áreas amostrais ao analisar famílias de Insecta (stress: 0,17) e espécies de Formicidae (stress: 0,19) (Figura 1; Tabela 2). Os valores de stress demonstram um bom

ajuste dos mapas de ordenação. Ao considerar famílias de Insecta, foi possível observar claramente a separação entre as áreas amostrais em que o componente arbóreo é presente e ausente e observar as diferenças na composição entre as áreas de pastagens com as diferentes técnicas de nucleação. Já as espécies de Formicidae permitiram diferenciar as áreas com os diferentes níveis de sucessão ecológica, entretanto, entre as áreas em processo de restauração, não foram observadas diferenças significativas.

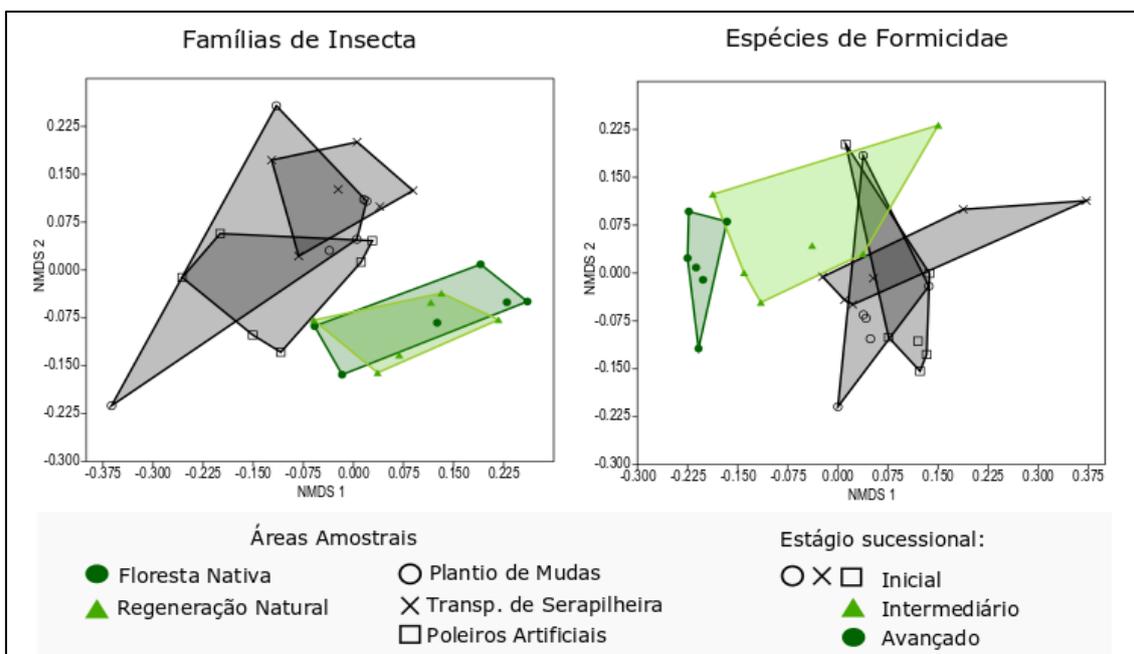


Figura 1 - Mapas de ordenação gerados pela NMDS para as famílias de Insecta e espécies de Formicidae.

Tabela 2 - Resultados da PERMANOVA para os diferentes grupos de análise. Valores seguidos por * indicam variação significativa ao nível de 5% de significância.

Família de Insecta – PERMANOVA (F: 2,74; p: 0,0001)				
	Plantio de mudas	Poleiros artificiais	Regeneração natural	Transposição de serapilheira
Floresta Nativa	0,0018*	0,0129*	0,3153	0,0014*
Plantio de mudas	-	0,0497*	0,0029*	0,6628
Poleiros artificiais		-	0,0101*	0,0109*
Regeneração natural			-	0,0025*
Espécies de Formicidae – PERMANOVA (F: 2,89; p: 0,0001)				
	Plantio de mudas	Poleiros artificiais	Regeneração natural	Transposição de serapilheira
Floresta Nativa	0,0024*	0,0024*	0,0066*	0,0015*
Plantio de mudas	-	0,104	0,0176*	0,125
Poleiros artificiais		-	0,0096*	0,0528
Regeneração natural			-	0,0791

A riqueza de espécies de Formicidae foi semelhante entre as áreas amostrais, demonstrando esta não ser uma métrica adequada para a análise da comunidade. A semelhança entre a riqueza de espécies entre as áreas amostrais riqueza pode ter sido em decorrência da presença de fragmentos próximos que atuam como fonte de recolonização (SCHMIDT et al. 2013). Apesar de maiores variações entre as famílias de Insecta, estas também não foram significativas.

Apenas a abundância de famílias da Classe Insecta apresentou diferenças significativas, sendo maior na área de floresta nativa, seguido pela área de regeneração natural. A maior diversidade de espécies vegetais arbustivas e arbóreas presente nessas áreas incrementam a formação da serapilheira, além da maior diversidade de materiais que a constituem, criando maior variabilidade de nichos a serem explorados por diferentes organismos.

Nas áreas de pastagens em trajetória inicial de restauração foi observada as maiores sobreposições da composição para os dois grupos analisados. Isso provavelmente ocorre em decorrência desses ambientes ainda serem simplificados. Porém, ao considerar as famílias de Insecta observam-se diferenças significativas entre as áreas amostrais, evidenciando que há grupos de insetos capazes de captar as mudanças decorrentes das diferentes técnicas de forma mais eficiente do que considerando apenas o grupo de Formicidae. Ao considerar as espécies de Formicidae, há marcante diferença da composição entre as áreas e seus níveis de sucessão ecológica, o que pode ter relação com a heterogeneidade ambiental (RIBAS et al. 2012). No geral, espera-se que com o avanço sucessional, as comunidades sejam influenciadas, diferenciando uma das outras, conforme observado para as áreas de regeneração natural e floresta nativa.

CONCLUSÕES

Das variáveis estruturais analisadas, a composição da entomofauna mostrou-se a métrica mais apropriada para a diferenciação entre as áreas amostrais pois, para os dois grupos amostrais, a composição seguiu a tendência da sucessão vegetal de cada área amostral.

Os dois níveis de identificação taxonômica permitiram discriminar as áreas amostrais, evidenciando que níveis taxonômicos menos específicos, como família, têm aplicação como bioindicadores na avaliação e no monitoramento da restauração ecológica.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Laboratório de Monitoramento e Proteção Florestal (LAMPF) e ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Florestal (PPGEF) da Universidade Regional de Blumenau (FURB), ao Laboratório de Restauração Florestal (LARF), ao Programa de Pós Graduação em Ciência Florestal (PPGCF) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), ao Banco Nacional do Desenvolvimento Econômico e Social BNDES – Iniciativa Mata Atlântica e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) – Código de Financiamento 001.

REFERÊNCIAS

Anderson MJ. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*. 2001;26:32-46.

Borcard D, Gillet F, Legendre P. *Numerical Ecology with R*. Springer. New York Dordrecht London Heidelberg 2011.

Brançalion PHS, Viani RAG, Rodrigues RR, Gandolfi S. Avaliação e monitoramento em áreas em processo de restauração. In: Martins SV, editor. *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. Viçosa: UFV, 2012. p. 262-291.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Instituto Chico Medes de Conservação da Biodiversidade. *Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra do Itajaí*. Brasília. Ministério do Meio Ambiente. 2009.

Hammer Ø, Harper AT, Ryan PD. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaentologia Electronica*. 2001;4:4–9.

IBGE, 2012. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, 2012. 271 p.

Louzada J, Zanetti R. Bioindicadores. In: Moreira FMS, Cares JE, Zanetti R, Stürmer SL, editores. *O ecossistema solo: componentes, relações ecológicas e efeitos na produção vegetal*. Lavras: UFLA, 2013. p. 139-168.

SER, Society for Ecological Restoration International. *Princípios da SER International sobre a restauração ecológica*. 2004. 15 p.

Ribas CR, Schmidt FA, Solar RRC, Campos RBF, Valentim CL, Schoereder JH. Ants as indicators of the success of rehabilitation efforts in deposits of gold mining tailings. *Restoration Ecology*. 2012; 20(6):712-720.

Schmidt FA, Ribas CR, Schoereder JH. How predictable is the response of ant assemblages to natural forest recovery? Implications for their use as bioindicators. *Ecological Indicators*. 2013; 24:158-166.

Suganuma MS, Durigan G. Indicators of restoration success in riparian tropical forest using multiple reference ecosystems. *Restoration Ecology*. 2015; 23(3):238-251.

MATA CILIAR COM 26 ANOS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL: QUAL SEU CENÁRIO DE FUNCIONALIDADE?

Carlos Eduardo Batista de Oliveira¹; Michele Aparecida Silva Pereira²; Marcos Gabriel Braz Lima³;
Joelma de Paulo Silva⁴; Soraya Alvarenga Botelho⁵

RESUMO: Hoje a restauração florestal pode ser realizada com diversas metodologias, de acordo com a necessidade do ecossistema a ser restaurado e disponibilidade de insumos e mão de obra na região. Porém no início da década de 1990, a maioria dos projetos de restauração foram implantados com mudas florestais nativas ou não, em um sistema pré-definido. O que possui de comum dos projetos do início da década de 90 para os atuais, é a busca da sustentabilidade desses ecossistemas em restauração. Na busca de verificar onde esses ecossistemas estão chegando, a atividade de avaliação e monitoramento torna-se fundamental. A funcionalidade é um dos principais atributos para avaliar esses ecossistemas. O objetivo deste trabalho foi verificar o atributo funcionalidade do ecossistema a partir de indicadores avaliados na floresta com 26 anos e um ecossistema de referência. As florestas do estudo estão localizadas na região do triângulo mineiro em Minas Gerais, no qual avaliamos três indicadores: acúmulo de serapilheira, porcentagem de espécies zoocóricas do estrato arbóreo e densidade total de regenerantes. Estes indicadores foram avaliados no ecossistema em restauração em relação ao de referência, a partir de desvio-padrão do dado médio obtido ao de referência. Entre os três indicadores avaliados a densidade total de regenerantes apresentou menor nota, em relação aos demais. O atual cenário de funcionalidade do ecossistema em restauração nos remete a evidência do início de funções chave naturais, como capacidade de ciclagem de nutrientes e provisão de recursos por meio da população do ecossistema.

Palavras chave: ecossistema, autossustentabilidade, floresta.

INTRODUÇÃO

As matas ciliares possuem estrutura e características de vegetação específicas, isso ocorre devido as interações complexas que ocorrem em seu interior, apresentando alta heterogeneidade na composição e estrutura da floresta, podendo chegar em as

¹ Msc. Engenharia Florestal/ Universidade Federal de Lavras (MG);

² PhD. Engenharia Florestal/ Laboratório de Silvicultura e Restauração Florestal (LASERF/UFLA);

³ Graduando em Engenharia Florestal/ Universidade Federal de Lavras (MG);

⁴ Pós-Graduação em Engenharia Florestal/ Universidade Federal de Lavras (MG);

⁵ Profa. Dra. Em Engenharia Florestal / Universidade Federal de Lavras (MG).

diferenças desde escala local a geográfica (RODRIGUES; SHEPHERD, 2009). Possuem papel importante nos ecossistemas em qual estão inseridas, desde o fluxo gênico por meio de corredores ecológicos até a proteção do solo contra processos erosivos (SANTIN; SILVA; GRZYBOWSKI, 2016).

Os ambientes ciliares têm reconhecida importância nos sistemas ecológicos, porém muitos sofreram algum processo de degradação nas últimas décadas, necessitando de atividades de restauração (BOTELHO et al., 2015). O esperado da restauração florestal é que estes ecossistemas ao longo do tempo se perpetuem, assim avaliações e monitoramentos ao decorrer da trajetória é fundamental na busca de acompanhar e realizar ações para garantir sua perpetuação (McDONALD et al., 2016).

O presente estudo teve objetivo obter o atual cenário da funcionalidade do ecossistema em restauração, após 26 anos da sua implantação em uma mata ciliar situada no município de Conceição das Alagoas/MG.

MATERIAL E MÉTODOS

O plantio de restauração foi realizado no ano de 1991 as margens do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Volta Grande, localizada no município de Conceição das Alagoas no estado de Minas Gerais. No plantio utilizou a metodologia por grupos de Anderson (intercalando no meio de duas linhas de espécies pioneiras, uma linha de espécies não-pioneiras, no qual foram utilizadas espécies arbóreas nativas e não nativas disponíveis na região.

A precipitação anual média na região é de 1206 mm, com chuvas distribuídas em duas estações, uma chuvosa nos meses de outubro a março, outra seca entre abril e setembro (FUJAÇO; LEITE, 2016). A coleta de dados foi realizada em julho de 2017, sendo obtido dados em um ecossistema de referência (floresta nativa sem intervenção humana) e o ecossistema em restauração com 26 anos, sendo cada uma com 10 parcelas retangulares de 300 m².

O atributo-chave avaliado neste trabalho é a funcionalidade do ecossistema, no qual pretendemos responder a produtividade/ciclagem de nutrientes a partir do indicador acúmulo de serapilheira, a interação planta-animal a partir da porcentagem de espécies zoocóricas arbóreas e resiliência/ recrutamento por densidade total de indivíduos da regeneração natural (tabela 1). Os mesmos indicadores e metodologias foram utilizados no ecossistema de referência, este situado a uma distância de 1 km do ecossistema em restauração.

A análise de dados foi realizada a partir da média dos valores dos indicadores obtidos no ecossistema de referência, no qual todos receberam uma nota 5, na escala de 1 (ruim) a 5 (excelente). Para identificar em qual escala está o dado obtido no ecossistema em restauração, a partir dos desvios-padrões dos dados médios obtidos no ecossistema de referência, obteve a nota final do indicador conforme a tabela 2, por meio de um intervalo entre os desvios-padrões. Ao final foi obtida uma média dos indicadores de funcionalidade, indicando um cenário do mesmo.

Tabela 1 - Lista de metodologia realizada para obtenção do valor de cada indicador.

Indicador	Unidade	Método
Acúmulo de serapilheira	mg.ha ⁻¹	3 amostras em cada parcela, com a utilização de um coletor de 30 cm x 30 cm x 5 cm, sendo o material coletado e tratado conforme Cunha Neto et al. (2013).
Porcentagem de espécies zoocóricas arbóreas	%	Inventário florestal total do estrato arbóreo as parcelas, seguindo os requisitos de Ferreira (2009).
Densidade total de indivíduos regenerantes	(ind.1000).ha ⁻¹	Inventário do estrato regenerante seguiu a proposta de Ferreira (2009).

Tabela 2 - Sistema de atribuição de notas aos indicadores avaliados, a partir do ecossistema de referência.

Indicadores	Nota				
	1	2	3	4	5
Densidade total de indivíduos regenerantes; acúmulo de serapilheira; porcentagem de espécies zoocóricas do estrato arbóreo.	$\mu - 5\sigma$	$\mu - 4\sigma$	$\mu - 3\sigma$	$\mu - 2\sigma$	$\mu - 1\sigma$

Nota: μ = média do dado obtido no ecossistema de referência. σ =desvio-padrão do dado btido no ecossistema de referência

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados dos indicadores podem ser observados na tabela 3. Observamos que apenas para o indicador de densidade total dos regenerantes, o ecossistema em restauração obteve uma nota ruim (1).

Tabela 3 - Valores médios obtidos no ecossistema de referência (ER) e no ecossistema em restauração com 26 anos (R26).

Indicador	Unidade	ER	Desvio-Padrão	Nota ER	R26	Nota R26
Acúmulo de serapilheira	Mg.ha ⁻¹	4,33	0,08	5	4,48	5
Porcentagem de espécies zoocóricas do estrato arbóreo	%	75	7	5	60	3
Densidade total de regenerantes	(ind.1000).ha ⁻¹	32,89	1,026	5	22,26	1
Média Final				5		3

Os valores de acúmulo de serapilheira obtidos na área de restauração, ficou no intervalo alcançado por sistemas agroflorestais utilizados para restauração de ambientes

ciliares no estado de São Paulo, constatando que este acúmulo conseguiu realizar as funções de favorecer a fertilidade e atividades biológicas no piso florestal (SOUZA et al., 2016).

A porcentagem de espécies zoocóricas encontradas em ambos ambientes, como indicador de interação planta e animal, apresentou valores de referência próximo a florestas tropicais secundárias e até mesmo restauradas no domínio da Mata Atlântica em florestas estacionais (LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008; SANSEVERO et al., 2011). São estes grupos que garantem atração de aves e fauna para dispersão de propágulos.

Avaliando a resiliência e recrutamento por meio da densidade total de regenerantes no sub-bosque dos ecossistemas, verificou-se valores compatíveis aos avaliados em áreas nativas de floresta semidecidual na bacia do Rio Parapanema (SUGANUMA et al., 2013). Mas podemos observar a nota 1 nesse indicador para o ecossistema em restauração, explicado pelos desvios-padrões relacionado ao ecossistema de referência.

A funcionalidade de um ecossistema em restauração, está ligada à sua sustentabilidade e resiliência, muitas vezes relacionada ao sucesso do projeto. Observamos uma nota final para este atributo de 3, inferindo que é um ambiente que está caminhando para as características do ecossistema de referência.

CONCLUSÕES

O atual cenário de funcionalidade do ecossistema em restauração após 26 anos de implantação do projeto, que possui boas perspectivas para alcançar nos próximos anos os valores dos indicadores do ecossistema de referência. Assim, este ecossistema em restauração possui base para continuar sua trajetória de forma sustentável, sendo indicado avaliações contínuas para saber se não está recuando na trajetória.

AGRADECIMENTOS

A Fundação de Amparo À Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pela concessão de bolsa nível mestrado do primeiro autor. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de bolsa nível pós-doutorado ao segundo autor e a bolsa de iniciação científica concedida ao terceiro autor.

REFERÊNCIAS

Botelho SA, et al. Restauração de Matas Ciliares. In: Davide AC, Botelho SA (Eds.) Fundamentos e métodos de restauração de ecossistemas florestais: 25 anos de experiência em matas ciliares. Lavras: Editora UFLA. 2015; p.433-475.

Cunha Neto FV, et al. Acúmulo e decomposição da serapilheira em quatro formações florestais. *Ciência Florestal*, Santa Maria. 2013; 23(3): 379-387. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.5902/1980509810549>>. DOI: 10.5902/1980509810549.

Ferreira WC, et al. Estabelecimento de mata ciliar às margens do reservatório da usina hidrelétrica de camargos, MG. *Ciência Florestal*, Santa Maria. 2019; 19(1): 69-81.

Fujaço MAG, Leite MGP. Caracterização da Paisagem do Reservatório de Volta Grande. In: Antonini Y, Martins JPV (Org.). *Restauração e conservação de matas ciliares em reservatórios hidroelétricos: importância para a conservação da biodiversidade e processos ecológicos*. Ouro Preto: Nitro. 2016; 3: p. 29-42.

Liebsch D, Marques MCC, Goldenberg R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. *Biological Conservation*. 2008; 141(6): 1717-1725. DOI: 10.1016/j.biocon.2008.04.013.

McDonald T, Gann G, Jonson J, Dixon K. *International Standards for the practice of ecological restoration – including principles and key concepts*. Washington: SER. 2016; 48p.

Rodrigues RR, Shepherd GJ. Fatores Condicionantes da Vegetação Ciliar. In: Rodrigues RR, Leitão Filho HDeF (Eds) *Matas Ciliares: Conservação E Recuperação*. 2. ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo. 2009; 6: 91-108.

Sansevero JBB, Prieto PV, de Moraes LFD, Rodrigues PJP. Natural regeneration in plantations of native trees in lowland Brazilian Atlantic Forest: community structure, diversity, and dispersal syndromes. *Restoration Ecology*. 2011; 19(3): 379-389. DOI: 10.1111/j.1526-100X.2009.00556.x.

Santin FM, Silva RVDa, Grzybowski JMV. Artificial neural network ensembles and the design of performance-oriented riparian buffer strips for the filtering of nitrogen in agricultural catchments. *Ecological Engineering*, 2016; 94: 493-502.

de Souza MCS, Piña-Rodrigues FCM, Casagrande JC, da Silva SF, Scoriza RN. Funcionalidade ecológica de sistemas agroflorestais biodiversos: uso da serapilheira como indicador da recuperação de áreas de preservação permanente. *Floresta*, Curitiba. 2016; 40(1): 75-82. DOI: 10.5380/rf.v46il.34991.

Suganuma M. *Trajetórias sucessionais e fatores condicionantes na restauração de matas ciliares em região de Floresta Estacional Semidecidual*. 2013. 180 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2013.

MAXIMIZANDO OS BENEFÍCIOS SOCIAMBIENTAIS POR MEIO DO PLANEJAMENTO ESPACIAL PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

Nina Pougy¹; Flávia Souza Rocha¹; e Rafael Loyola².

RESUMO: O intenso processo de degradação ambiental reduziu a Mata Atlântica a menos de 13% da sua extensão original. Diante deste cenário, a restauração ecológica passou a ser uma das principais estratégias para recuperar os serviços ecossistêmicos e reverter a crescente perda de biodiversidade. Com isso, nas últimas décadas surgiram iniciativas como o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica e a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN, lei nº 12.651) que estabelecem metas e exigências para a restauração. O presente trabalho teve como objetivo identificar os municípios do estado do Rio de Janeiro prioritários para o investimento em ações de restauração ecológica, visando o cumprimento dos passivos ambientais estabelecidos na LPVN, a manutenção dos serviços ecossistêmicos e a geração de emprego e renda para a população local. A análise de priorização espacial foi realizada com auxílio do software *Zonation*. Como resultado foram selecionados 16 municípios prioritários para a implementação de programas de restauração ecológica. Esses municípios abrigam 120 mil ha de passivos ambientais que devem ser alvo de ações de restauração, sendo 90 mil ha de APPs degradadas e 30 mil ha de áreas de Reserva Legal degradadas. Similarmente, esses municípios abrigam quase 23% do total das áreas de baixa aptidão agrícola e elevada aptidão florestal no território fluminense. Esse trabalho contribui para o direcionamento e a ampliação das ações de restauração ecológica no estado do Rio de Janeiro, buscando a maior efetividade na tomada de decisão ambiental, no investimento de recursos e na elaboração de políticas públicas de ordenamento territorial.

Palavras chave: *Zonation*; municípios prioritários; serviços ecossistêmicos; passivos ambientais.

INTRODUÇÃO

O Brasil é o país com a maior proporção de floresta tropical no mundo, mas também é aquele que apresenta os maiores níveis de degradação dessa paisagem (DOBROVOLSKI; RATTIS, 2015), devido ao modelo, atual e histórico, de uso e ocupação territorial, baseado na extração e exploração dos seus recursos naturais. Durante muitos anos, a principal medida para conservar a biodiversidade e para mitigar

¹ Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - UFRRJ Programa de Pós-Graduação em Práticas em Desenvolvimento Sustentável - PPGPDS;

² Fundação Brasileira de Desenvolvimento Sustentável – FBDS.

e compensar os impactos causados pelo homem foi feita por meio da criação de áreas protegidas (LAURANCE *et al.*, 2012). No entanto, essa estratégia, quando adotada de forma isolada, pode ser insuficiente para, em longo prazo, manter os ecossistemas equilibrados e assegurar a persistência das populações das diferentes espécies (HANNAH *et al.*, 2007). Assim, como estratégia complementar e com importância equivalente, nas últimas décadas a restauração ecológica assumiu papel central e de grande relevância para evitar a perda de biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos e passou a protagonizar as agendas e políticas de meio ambiente (ARONSON; ALEXANDER, 2013).

Como um exemplo emblemático da degradação ambiental, da perda de serviços ecossistêmicos e da urgente demanda por ações de restauração, temos a Mata Atlântica. Considerado um dos oito biomas mais ameaçados do mundo (MYERS *et al.*, 2000), sua paisagem encontra-se severamente fragmentada e está distribuída em pequenos remanescentes de vegetação com menos de 50 ha de extensão (RIBEIRO *et al.*, 2009). Neste contexto, em 2009 foi lançado o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, que estipulou a ambiciosa meta de restabelecer 15 milhões de hectares até 2050, o que praticamente dobraria a cobertura vegetal do bioma (MELO *et al.*, 2013). A Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN, lei nº 12.651), publicada em 2012, também estabelece exigências e metas para a restauração, reconhecendo a necessidade de proprietários de terra conservarem ou restaurarem a vegetação nativa, situada em áreas de preservação permanente (APP) e reserva legal (RL), das suas propriedades.

A restauração da Mata Atlântica, portanto, tornou-se um enorme desafio, não somente para atingir a legalidade brasileira e alcançar os objetivos ambiciosos estabelecidos para o bioma, mas também para garantir a conservação das espécies e a manutenção dos inúmeros serviços ecossistêmicos prestados. O desafio torna-se ainda maior, se considerarmos as restrições logísticas, financeiras e sociais que existem na implantação de programas com este objetivo (THOMSON *et al.*, 2009). Assim, diante da complexidade relacionada à restauração ecológica, há uma necessidade urgente em estabelecer objetivos claros e estratégias para a priorização de áreas e para a otimização dos esforços de restauração (MENZ; DIXON; HOBBS, 2013).

Dentro deste contexto, encontra-se a Floresta Atlântica do estado do Rio de Janeiro, que teve a sua cobertura florestal reduzida a aproximadamente 28% da cobertura original (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2017), resultado de um intenso histórico de desmatamento e degradação ambiental. Desta forma, diante do exposto, o presente trabalho tem como objetivo selecionar um conjunto de municípios prioritários para a implementação de programas de restauração ecológica no estado do Rio de Janeiro, visando maximizar benefícios ambientais, sociais e econômicos e subsidiar tomadores de decisão.

MATERIAL E MÉTODOS

A seleção das áreas prioritárias para restauração do estado do Rio de Janeiro foi realizada com auxílio do programa *Zonation* 4.0. O *Zonation* é uma ferramenta de

análise espacial e planejamento sistemático, utilizado para a construção de cenários de priorização espacial e indicação de áreas prioritárias para a implementação de ações de conservação (MOILANEN et al., 2005). A unidade de planejamento utilizada para a definição das áreas prioritárias para restauração foram os limites municipais do estado do Rio de Janeiro. A utilização dos municípios como unidade de planejamento permite que programas de restauração sejam estrategicamente implementados em consonância com outras políticas públicas municipais, uma vez que a tomada de decisão, em geral, é realizada dentro das unidades administrativas.

Muito autores relacionam a eficácia dos programas de restauração com a combinação de uma abordagem social e ecológica (CURRAN et al., 2012). Seguindo essa lógica, para definir os municípios prioritários para a implementação de programas de restauração no estado do Rio de Janeiro, foram selecionados alvos ecológicos e alvos socioeconômicos.

Dentre os alvos selecionados estão: 1) As Áreas de Preservação Permanente (APPs) hídricas degradadas, representando passivos ambientais estabelecidos na LPVN e áreas importantes para o abastecimento de água; 2) as Áreas de Reserva Legal degradadas (RL), também representando passivos ambientais segundo a LPVN; 3) as áreas com faixa ótima de cobertura florestal para a restauração - entre 20 a 50% de cobertura, representando locais onde a implementação de ações de restauração resultam em ganho substancial de conectividade, apresentando maior eficiência (TAMBOSI, 2014); 4) as áreas de baixa aptidão agrícola e elevada aptidão florestal mapeadas pelo PACTO pela restauração da Mata Atlântica; 5) a porcentagem da população rural dos municípios, representando um componente facilitador na implementação das ações de restauração; 6) os Índice de Desenvolvimento Humano Municipais (IDHM), incluído como alvo para estimular municípios com baixo IDHM a desenvolverem atividades de restauração como potencialidade econômica, visando a geração de emprego e renda, assim como melhoria na qualidade de vida da população e; 7) o ICMS Ecológico por município, representando a “vontade política ambiental” dos municípios.

Após a definição dos alvos incluídos no planejamento, é necessário estabelecer algum tipo de importância, peso ou prioridade para estes alvos selecionados (LOYOLA et al., 2015). Neste caso, os pesos foram definidos buscando estabelecer prioridades para a implementação de programas de restauração tendo em vista o cumprimento da legislação brasileira, a manutenção de serviços ecossistêmicos e ainda, a geração de emprego e renda na cadeia produtiva da restauração ecológica. Todos os pesos dos alvos somam 1.

Os alvos ecológicos correspondem a 80% do somatório total dos pesos, ao passo que os alvos socioeconômicos correspondem a 20% desse total. Dos alvos ecológicos, o maior peso foi dado às APPs hídricas e às áreas de RL degradadas (0,3), visando, principalmente, as adequações ambientais diante da legislação brasileira. Para estabelecer esse peso também foi considerada a importante função exercida pelas APPs hídricas, principalmente em relação ao abastecimento e manutenção da qualidade da água.

Os outros dois alvos ecológicos, faixa ótima de cobertura florestal para restauração e área de baixa aptidão agrícola e elevada aptidão florestal, tiveram o mesmo peso na análise (0,1 cada). Para os outros dois componentes socioeconômicos, o IDH e a “vontade política ambiental” foram atribuídos os pesos -0,1 e 0,05, respectivamente. O IDHM ainda teve peso negativo, ou seja, os municípios mais desenvolvidos devem ser removidos primeiro, priorizando aqueles municípios menos desenvolvidos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foi identificado um conjunto de dezesseis municípios prioritários para a implementação de programas de restauração ecológica no estado do Rio de Janeiro, visando ao cumprimento da legislação brasileira, à manutenção dos serviços ecossistêmicos e à geração de benefícios socioeconômicos. Desses dezesseis, seis municípios foram selecionados com prioridade muito alta (5% do estado – cor vermelha), outros cinco foram acrescentados no recorte de prioridade alta (10% do estado – cor laranja + cor vermelha), e outros cinco no recorte de prioridade moderada (15% do estado – cor amarela + cor laranja + cor vermelha) (Figura 1).

Analisando o recorte de “prioridade muito alta” (cor vermelha), todos os municípios possuem uma paisagem marcada pela intensa degradação ambiental, fruto de um processo histórico e atual de ocupação e uso do solo, que resultou na diminuição, e em alguns casos, na quase extinção dos remanescentes de vegetação.

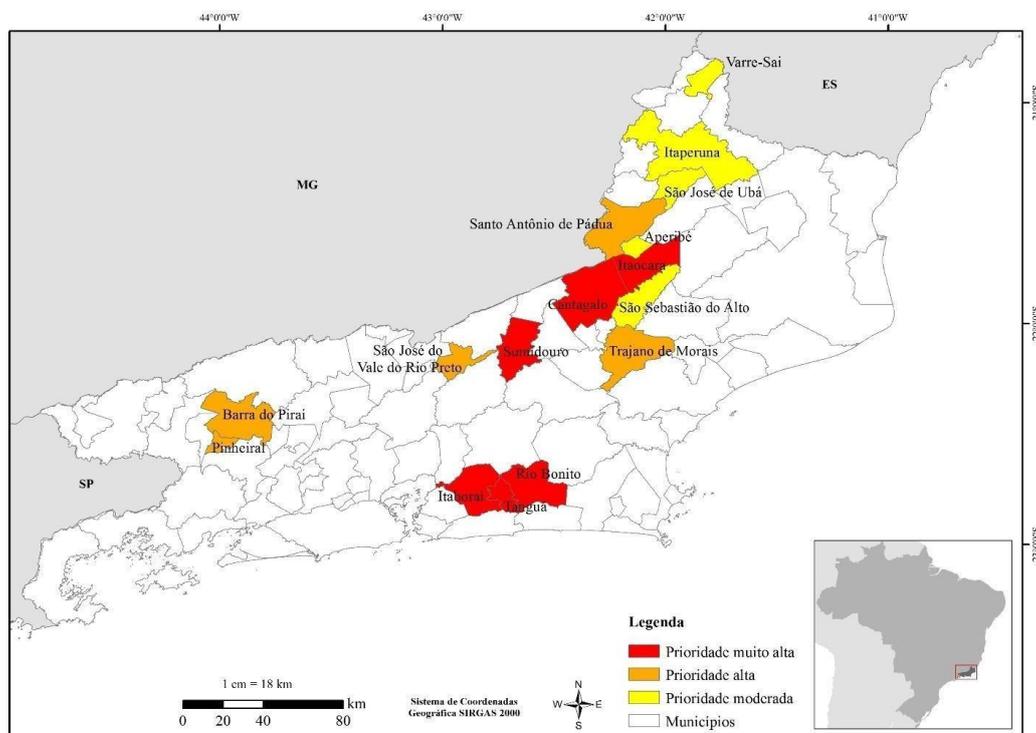


Figura 1 - Municípios prioritários para a implementação de programas de restauração no estado do Rio de Janeiro.

Em relação a representação dos alvos ecológicos no conjunto de municípios prioritários, os 16 municípios selecionados abrigam 20% do total de APPs degradadas do estado, o que corresponde a cerca de 90 mil hectares. No mesmo conjunto de municípios existem 30 mil hectares de RL para serem restauradas, o que corresponde a 23% do total de RL degradadas do estado. Considerando a contribuição dessas áreas em relação ao passivo ambiental total do estado, esse conjunto de municípios tem uma alta contribuição, somando 120 mil hectares de passivos ambientais para serem restaurados.

Esses municípios também abrigam 150 mil hectares de área com alto potencial de restauração que devem ser alvo de ações e práticas para aumentar a cobertura florestal do território fluminense e 14% do total de áreas ótimas para restauração.

Em relação aos alvos socioeconômicos, todos os municípios selecionados como prioritários apresentam parte da população vivendo em zonas rurais, apesar da população do estado do Rio de Janeiro residir, essencialmente, em áreas urbanas. E todos os municípios com prioridade muito alta apresentam IDHM abaixo da média do estado. O alvo ICMS Ecológico, que representa a “vontade política ambiental”, variou muito entre os municípios prioritários. No entanto este não é determinante para a implementação de programas de restauração, mas sim um componente que pode vir a facilitar e tornar mais efetivo o processo de restauração com o apoio político das prefeituras.

CONCLUSÕES

Os resultados do presente trabalho identificam quais são as melhores áreas em termos de custo-benefício para a implementação de estratégias e ações de restauração ecológica no estado do RJ. Há um grande paradigma que relaciona a restauração com o atraso no desenvolvimento do Brasil (SAE, 2013). Apesar de sabermos que este é um grande desafio (LATAWIEC et al., 2015), essa visão precisa ser urgentemente desconstruída, dessa forma é de extrema

REFERÊNCIAS

Aronson J, Alexander S. Ecosystem restoration is now a global priority: Time to roll up our sleeves. *Restoration Ecology*. 2013; 21(3): 293–296.

Curran P, Smedley D, Thompson P, Knight AT. Mapping restoration opportunity for collaborating with land managers in a carbon credit-funded restoration program in the Makana Municipality, Eastern Cape, South Africa. *Restoration Ecology*. 2012; 20(1): 56–64.

Dobrovolski R, Rattis L. Water collapse in Brazil: The danger of relying on what you neglect. *Natureza e Conservação*. 2015; 13(1): 80–83.

Hannah L, Midgley GF, Andelman S, Araujo MB, Hughes G, Martinez-Meyer E, et al. Protected área needs in a changing climate Advanced Search. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2007; 5(3): 131–138.

Laurance WF, Useche DC, Rendeiro J, Kalka M, Bradshaw CJ, Sloan SP, et al. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature*. 2012; 489(7415): 290–294.

Melo FPL, Pinto SRR, Brancalion PHS, Castro PS, Rodrigues RR, Aronson J, et al. Priority setting for scaling- up tropical forest restoration projects: Early lessons from the Atlantic Forest Restoration Pact. *Environmental Science & Policy*. 2013; 33: 395–404.

Menz MHM, Dixon KW, Hobbs RJ. Hurdles and Opportunities for Landscape-Scale Restoration. *Science*. 2013; 339(6119): 526–527.

Moilanen A, Franco AMA, Early RI, Fox R, Wintle B, Myers N, et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 2000; 403: 853– 858.

Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*. 2009; 142(6): 1141–1153.

SOS Mata Atlântica; Instituto Nacional De Pesquisas Espaciais – INPE, 2015. Atlas dos remanescentes florestais da mata atlântica período 2014 - 2015. Disponível em: <www.sosma.org.br/projeto/atlas-da-mata-atlantica/dados-mais-recentes/atlas-da-regeneracao>. Acesso em: jun. 2017.

Tambosi LR. Estratégias espaciais baseadas em ecologia de paisagens para a otimização dos esforços de restauração. 2014. 116f. Tese (Doutorado em Ciências). Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia. 2014.

Thomas CD. Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. *Proceedings of the Royal Society B- Biological Sciences*. 2005; 272: 1885–1891.

Thomson JR, Moilanen AJ, Vesik PA, Bennett AF, Nally RM. Where and when to revegetate: a quantitative method for scheduling landscape reconstruction. *Ecological applications* : a publication of the Ecological Society of America. 2009; 19(4): 817–828.

MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO NO PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ

Eduardo Adenesky Filho^{2,3}; Gabriela Schaefer²; Taise Cristina Plattau Arenhardt^{1,3};
Marcelo Diniz Vitorino^{2,3}

RESUMO: Execuções de monitoramento em programas de restauração são fundamentais para a avaliação da efetividade dos esforços empregados. Desse modo, o objetivo desse trabalho foi monitorar duas áreas sob restauração localizadas no Faxinal do Bepe, interior do Parque Nacional da Serra do Itajaí/SC, sendo elas: regeneração natural e técnica de transposição de serapilheira. Em cada ambiente foi realizado o levantamento da estrutura horizontal do estrato arbóreo, por meio de 20 parcelas de 200 m², em cada área. Todos os indivíduos com diâmetro superior ou igual a 3 cm foram mensurados em altura total e agrupados em grupos ecológicos. Na área de regeneração natural, o monitoramento registrou acréscimo do número de indivíduos (8%) e espécies (26%), dominado principalmente por espécies pioneiras como, *Vernonanthura discolor* e *Piptocarpha regnellii*. A área de transposição de serapilheira, entre o primeiro e o segundo monitoramento, aumentou o número indivíduos (156%) e espécies (71%), caracterizado pela dominância das mesmas espécies apontadas na área de regeneração. Além destas, a técnica proporcionou o surgimento de espécies clímax. As duas áreas monitoradas apresentaram acréscimo de riqueza e diversidade, bem como aumento dos parâmetros fitossociológicos. A técnica de transposição de serapilheira se mostrou uma alternativa de rápida resposta e com potencial de restauração de área degradadas. Os resultados obtidos pelo presente trabalho reforçam a necessidade do monitoramento em áreas sob processo de recuperação, provendo informações valiosas sobre o sucesso e trajetória do restauro, que podem orientar políticas públicas e projetos de restauração em áreas adjacentes e na Unidade de Conservação.

Palavras chave: Restauração Ecológica; Unidade de Conservação; Técnicas de Restauração; Ecologia Florestal, Sucessão Natural.

INTRODUÇÃO

Nos projetos de restauração uma das etapas mais importantes é o monitoramento, e que deve indicar se a trajetória da restauração atual está na direção de uma maior complexidade de interações, buscando a aproximação do ecossistema

¹ Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Engenharia Florestal, Programa de Pós Graduação em Ciência Florestal

² Universidade Regional de Blumenau, Departamento de Engenharia Florestal, Programa de Pós Graduação em Engenharia Florestal

³ Universidade Regional de Blumenau, Departamento de Engenharia Florestal, Laboratório de Monitoramento e Proteção Florestal

original. Por meio disto, são empregados planos de avaliação nos projetos de restauração, determinando indicadores que serão mensurados e avaliados durante o monitoramento. Assim, o monitoramento consiste na coleta dados que permitirão descrever o atual estágio de regeneração (BRANCALION et al. 2015), e indicar possíveis manejos para auxiliar o processo de restauração.

Entretanto, apesar de sua importância em projetos de restauração, estudos relacionados a monitoramentos periódicos de áreas restauradas recebem pouca atenção no Brasil (MELO et al. 2007). Monitoramentos avaliando técnicas de restauração são escassos, incluindo a técnica de transposição de serapilheira que, além de receber pouca atenção nos projetos, os monitoramentos nessa técnica são praticamente inexistentes. De acordo com Martins (2012), a técnica de transposição de serapilheira pode ser considerada uma das ações de restauração mais viáveis, devido sua alta densidade de sementes, baixo custo de implantação, e pode contribuir na elevação da riqueza e densidade de espécies.

Considerando a importância da trajetória de restauração, o trabalho teve como objetivo realizar o monitoramento da estrutura vegetal em fragmentos anteriormente degradados e agora submetidos à transposição de serapilheira e regeneração natural, no interior do Parque Nacional da Serra do Itajaí (PNSI).

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado no interior do PNSI, nas proximidades do Faxinal do Bepe, a área sofreu intenso processo de ocupação histórico a partir do ano de 1953. A região pertence ao Vale do Itajaí com cobertura de Floresta Ombrófila Densa Montana. Pela classificação de Köppen, o clima da região é subtropical úmido, temperatura média anual em torno de 22°C e precipitação média anual de 1.500 a 1.700 mm (ALVARES et al. 2013).

Os levantamentos da vegetação foram efetuados em janeiro e julho de 2017, caracterizando as áreas de regeneração natural e transposição de serapilheira, por meio de 20 parcelas permanentes distribuídas aleatoriamente em cada área, com dimensões de 10 m x 20 m (200 m²). Todas as espécies arbóreas foram mensuradas quanto a altura total e diâmetro a altura de 1,3 m do solo (DAP \geq 3 cm). A análise estrutural da vegetação foi efetuada com base nos parâmetros fitossociológicos clássicos, de acordo com Felfili e Resende (2003) e as espécies classificadas por grupo ecológico.

A técnica de transposição de serapilheira foi instalada em pastagem abandonada e distribuída aleatoriamente, em quantidades de 1,5 kg de material por ponto de transposição. O estabelecimento da técnica foi realizado em 2016 pelo “Projeto Restaurar” uma parceria entre a Universidade Regional de Blumenau (FURB) e o Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Entre os levantamentos realizados na área de regeneração natural, houve acréscimo do número de indivíduos (8%) e espécies (26%) (Tabela 1), tendo como hipótese a atuação do processo de sucessão e a resiliência ecológica, pois no entorno ocorre fragmentos em estágios avançados de regeneração, possibilitando a entrada de propágulos, chuva de sementes, rebrotas, e outros (RODRIGUES et al., 2007).

Entre as espécies, *Vernonanthura discolor* e *Piptocarpha regnellii* configuraram os maiores valores de densidade para ambos levantamentos. Já no segundo levantamento, as mesmas espécies registraram os maiores valores para todos os parâmetros estruturais. Resultados semelhantes foram observados por Adenesky-Filho et al. (2017), para a mesma região de estudo.

Entre os monitoramentos, a porcentagem de espécies pioneiras e clímax exigentes a luz aumentaram, indicando que o processo de sucessão está em curso. A maior representação destes grupos ecológicos pode estar associada as sementes dessas espécies serem dispersadas pelo vento ou por animais e contribuir para sua maior disseminação na área (RODRIGUES et al. 2009), refletindo a importância delas para o processo sucessionais.

Tabela 1 - Parâmetros fitossociológicos elencados para as 20 principais espécies do estrado arbóreo da regeneração natural, interior do Parque Nacional da Serra do Itajaí.

Espécies	D 1°	D 2°	F 1°	F 2°	Do 1°	Do 2°	GE
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	485	430	100	100	4,9	4,2	P
<i>Piptocarpha regnellii</i> (Sch.Bip.) Cabrera	403	388	95	95	2,7	2,3	P
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	325	385	100	100	1,9	2,1	P
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	173	213	95	85	0,9	0,9	P
<i>Clethra scabra</i> Pers.	88	95	55	55	0,3	0,3	P
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	43	33	40	20	0,6	0,4	P
<i>Tibouchina pilosa</i> Cogn.	50	58	25	35	0,4	0,4	P
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob.	20	-	20	-	0,1	-	P
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	15	15	25	25	0,0	0,0	P
<i>Baccharis</i> sp.	15	-	20	-	0,1	-	P
Total	1693	1823	-	-	12,6	11,9	-

Na área de transposição de serapilheira foi mensurado aumento do número indivíduos (156%) e espécies (71%), para o segundo levantamento (Tabela 2). A transposição de serapilheira de um local não degradado, representa grandes possibilidades de colonização da área com microrganismos, sementes e propágulos de espécies pioneiras.

Para os dois levantamentos realizados, *V. discolor* e *P. regnellii*, configuram os maiores valores estruturais. Estas agrupadas como pioneiras, apresentam rápida adaptação e colonização do local, fatores estes que contribuem para o estabelecimento das mesmas (NETO et al. 2010). Entretanto, além destas, ocorreu aumento no número de indivíduos de *F. luschnathiana* e *O. porosa*, bem como o surgimento de outras como *M. coriacea*, *S. lacerdae* e *S. pseudoquina*, que podem ter colonizado a área por

anemocoria ou pela ação da transposição da serapilheira. Do mesmo modo, Zatelli (2017) observou a maior germinação e colonização dos gêneros *Solanum*, *Cecropia*, *Trema* e *Alchornea*, em áreas de transposição de serapilheira.

Na representação dos grupos ecológicos é notável o aumento de indivíduos pioneiros, no segundo levantamento, principalmente de *B. semiserrata*, *P. regnellii* e *V. discolor*. Igualmente observado por Schorn et al. (2013) e Zatelli (2017), onde espécies pioneiras correspondem a 85% dos indivíduos. Além disso, ocorre espécies clímax tolerantes a sombra, provavelmente surgindo do banco de sementes depositado na área através desta técnica.

Tabela 2 - Parâmetros fitossociológicos para as 10 principais espécies do estrado arbóreo na transposição de serapilheira, interior do Parque Nacional da Serra do Itajaí

Espécie	D 1°	D 2°	F 1°	F 2°	Do 1°	Do 2°	GE
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	53	115	40	75	0,2	0,6	P
<i>Piptocarpha regnellii</i> (Sch.Bip.) Cabrera	10	40	10	20	0,0	0,1	P
<i>Baccharis semiserrata</i> DC.	5	20	10	20	0,0	0,1	P
<i>Ocotea porosa</i> (Nees) Barroso	2,5	5	5	10	0,0	0,0	CS
<i>Solanum lacerdae</i> Dusén	-	7,5	15		0,0		P
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br.	-	2,5		5		0,0	P
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	5	-	5		0,0		CL
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	2,5	7,5	5	5	0,0	0,0	CS
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	2,5	2,5	5	5	0,0	0,0	P
<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hill.	-	2,5		5		0,0	P
Total	80	210	-	-	0,3	0,91	-

CONCLUSÕES

Nos dois ambientes monitorados houve acréscimo de riqueza e diversidade, bem como aumento dos parâmetros estruturais da vegetação.

A área contendo regeneração natural as espécies pioneiras e clímax exigentes a luz foram as mais representativas, resultante do histórico de uso e abandono da área. O domínio das espécies pioneiras *V. discolor*, *M. coriaceae* e *P. regnellii*, podem auxiliar na melhorar das condições locais para a chegada de outros grupos ecológicos como as climáticas exigentes a luz ou tolerantes a sombra.

A transposição de serapilheira apresentou maiores ingressos de espécies pioneiras, além do surgimento de espécies clímax tolerantes a sombra, a técnica praticamente duplicou a riqueza de espécies entre os monitoramentos, valor superior ao encontrado na área de regeneração natural. Desta forma, a técnica se mostrou uma alternativa de rápida resposta e com potencial de restauração de área degradadas.

Os resultados obtidos reforçam a necessidade do monitoramento em áreas sob processo de recuperação, provendo informações valiosas sobre o sucesso e trajetória da restauração, principalmente para áreas inseridas em Unidades de Conservação.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001 e do Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social – Iniciativa Mata Atlântica.

REFERÊNCIAS

Adenesky-Filho E, Maçaneiro JP, Vitorino M. How to select potential species for ecological restoration of rain forest – Southern Brazil. *Applied Ecology and Environmental Research*. 2017; 15(5):1671-1684.

Alvares CA. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*. 2013; 22(6):711–728.

Brancalion PHS, Gandolfi S, Rodrigues RR. *Restauração Florestal*. São Paulo: Oficina de Textos. 2015. 432 p.

Felfili JM, Rezende RP. *Conceitos e métodos em fitossociologia*. Brasília: Universidade de Brasília, 2003. 68 p.

Martins SV, Neto AM, Ribeiro TM. Uma abordagem sobre diversidade e técnicas de restauração ecológica. In: Martins SV, editor. *Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados*. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 17–40.

Melo ACG, Miranda DLC, Durigan G. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no médio vale do Paranapanema, SP, Brasil. *Sociedade de Investigações Florestais*. 2007; 31(2):321–328.

Neto AM et al. Transposição do banco de sementes do solo como metodologia de restauração florestal de pastagem abandonada em Viçosa, MG. *Revista Árvore*. 2010; 34(6):1035–1043.

Rodrigues GB, Maltoni KL, Cassiolato AMR. Dinâmica da regeneração do subsolo de áreas degradadas dentro do bioma Cerrado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. 2007; 11(1):73–80.

Rodrigues RR, Brancalion PHS, Isernhagen I. editores. *Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal*. 1. ed. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009. 260 p.

Schorn LA. et al. Composição do banco de sementes no solo em áreas de preservação permanente sob diferentes tipos de cobertura. *Floresta*. 2013; 43(1):49–58.

Zatelli KS. Transposição de Topsoil e Serapilheira para restauração ecológica no Parque Nacional da Serra do Itajaí, SC. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) Viçosa: Universidade Federal de Viçosa. 2017. 53 p.

MONITORAMENTO DE PROCESSOS ECOLÓGICOS AO LONGO DA RESTAURAÇÃO DO BANCO IN VIVO DE DIVERSIDADE GENÉTICA DA USP-RP

Andréia Dom Pedro¹; Tomas Ferreira Domingues¹

RESUMO: Ao longo da história do Brasil, a Mata Atlântica perdeu quase toda a sua cobertura original, colocando esse bioma entre os Hotspots mundiais. No município de Ribeirão Preto, há apenas 3,8% de vegetação natural, dos 102 remanescentes florestais estudados apenas 19 deles foram descritos como Mata Atlântica Semidecidual Estacional. Diante da perda dessa vegetação, áreas de preservação, manutenção e recuperação são imprescindíveis. A restauração florestal tem apresentado rápido crescimento no Brasil como demanda da mitigação de impactos ambientais, sendo possível, essencialmente, devido ao monitoramento, o qual permite analisar como a área em recuperação está reagindo. Com o intuito de analisar a situação atual do Banco Genético da USP-RP, foram realizados levantamentos de mortalidade na área e metodologias que pudessem otimizar futuros projetos de restauração e monitoramento. A porcentagem de sobrevivência foi analisada em vista as categorias sucessionais dos indivíduos arbóreos, utilizando o teste *anova*. As espécies com maiores índices de sobrevivência se enquadram na sucessão secundária, separadas em iniciais e tardias, destacando-se *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub., *Astronium urundueva* (Allemão) Engl., *Genipa americana* L., e *Platypodium elegans* Vog. Os dados resultantes dos levantamentos serão muito importantes para o planejamento de uma futura intervenção recuperativa na área.

Palavras chave: categorias sucessionais; recuperação florestal; Mata Atlântica.

INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é uma das florestas mais ricas em diversidade de espécies e ameaçadas do planeta. Ao longo da história do Brasil, ela perdeu quase toda a sua cobertura original (SOS MATA ATLÂNTICA, 2018), colocando esse bioma entre os Hotspots mundiais. A redução da Mata Atlântica na região Sudeste foi ainda mais pronunciada para o município de Ribeirão Preto, sendo que apenas 3,8% da área original da Mata estão presentes, dispersas em 102 fragmentos florestais com áreas inferiores a 10ha. Dentre esses fragmentos apenas 19 foram descritos como Mata Semidecidual Estacional (KOTCHETKOFF-HENRIQUES, 2003).

¹ Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto-USP, Av. dos Bandeirantes, 3900- Monte Alegre – CEP:14040-901 – Ribeirão Preto- SP – Brasil.

Diante da perda de uma parcela enorme da composição original de Mata Atlântica, áreas de preservação, manutenção e recuperação desse bioma são imprescindíveis. A restauração florestal tem apresentado uma rápida expansão no Brasil em função da demanda de mitigações de impactos ambientais diversos (BRANCALION *et al.*, 2013a). Essa expansão só é possível devido ao monitoramento, uma das etapas essenciais de todo processo de restauração ecológica, que permite analisar periodicamente como a área degradada está reagindo, se os processos ecológicos estão sendo recuperados e, se a biodiversidade está sendo restabelecida ao longo do tempo (BRANCALION *et al.*, 2013b).

O projeto teve como principal objetivo desenvolver uma metodologia para a otimização de esforços de restauração ecológica em áreas de reflorestamento através do diagnóstico da situação atual do Banco *in vivo* de Diversidade Genética de Ribeirão Preto, baseando-se no estudo de mortalidade de árvores. Além de planejar a recuperação dos danos causados pelos incêndios que atingiram a área.

MATERIAL E MÉTODOS

Os estudos foram desenvolvidos em um reflorestamento de Mata Atlântica Semidecídua, conhecido como “Floresta da USP-RP”, implantado no *campus* da Universidade de São Paulo entre os anos de 1998 e 2004, que abriga pelo menos 75 espécies nativas da região (VARANDA, 1998a). Esta floresta, que faz parte das áreas de Reservas Ecológicas do *campus* de Ribeirão Preto, sofreu sérios impactos causados pela invasão de gado e por sucessivos incêndios.

A área engloba o primeiro Banco *in vivo* de Diversidade Genética de Floresta Mesófila Semidecidual Estacional do país, com o objetivo de servir como fonte de sementes de alta variabilidade genética caso haja perda de outras áreas verdes nativas (VARANDA, 1998b). O modelo implantado procurou contemplar vários estágios de sucessão no ato do plantio, alternando a distribuição entre pioneiras, secundárias iniciais, tardias e climácicas. O Banco abriga 45 espécies nativas provenientes de 25 matrizes distintas, selecionadas em remanescentes florestais das Bacias Hidrográficas dos Rios Pardo e Mogi. A área do Banco Genético foi dividida em três módulos de 15 ha cada. Os três módulos são divididos em submódulos e, estes são subdivididos em linhas contendo os indivíduos, distanciados em 2m. Em cada um dos três módulos já existem parcelas permanentes destinadas ao monitoramento da vegetação.

Primeiramente foram elaborados mapas esquemáticos que apresentam a disposição das espécies dentro de cada submódulo, facilitando os levantamentos. Foram realizadas campanhas para os levantamentos de mortalidade dos indivíduos arbóreos nos três módulos do Banco Genético, totalizando aproximadamente 5,5 ha. Espécies e grupos sucessionais foram ranqueados em termos de suas resistências e sobrevivências.

Diante desses métodos foi possível analisar geograficamente padrões de mortalidade na área estudada. As análises de dados, porcentagens de sobrevivência para cada espécie e elaboração de figuras foram feitas em ambiente R.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Como resultado dos levantamentos dos três módulos, tivemos apenas 32% de sobrevivência total. A ocorrência do fogo pode ter sido um fator determinante do baixo índice de sobrevivência no Banco, já que as respostas das plantas aos impactos do fogo e o seu potencial de regeneração variam conforme a intensidade, a frequência e a duração dos incêndios (SILVA *et al.*, 2005; MELO *et al.*, 2007). A alta taxa de mortalidade nos mostra a necessidade de planejar a recuperação do Banco, sendo necessárias 25.625 mudas para a recomposição da área estudada.

Dentre as maiores sobreviventes estão a *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub., *Astronium urundueva* (Allemão) Engl., *Genipa americana* L., e *Platypodium elegans* Vogel (Figura 1). As quatro espécies se encaixam na categoria sucessional secundária, separadas em iniciais e tardias.

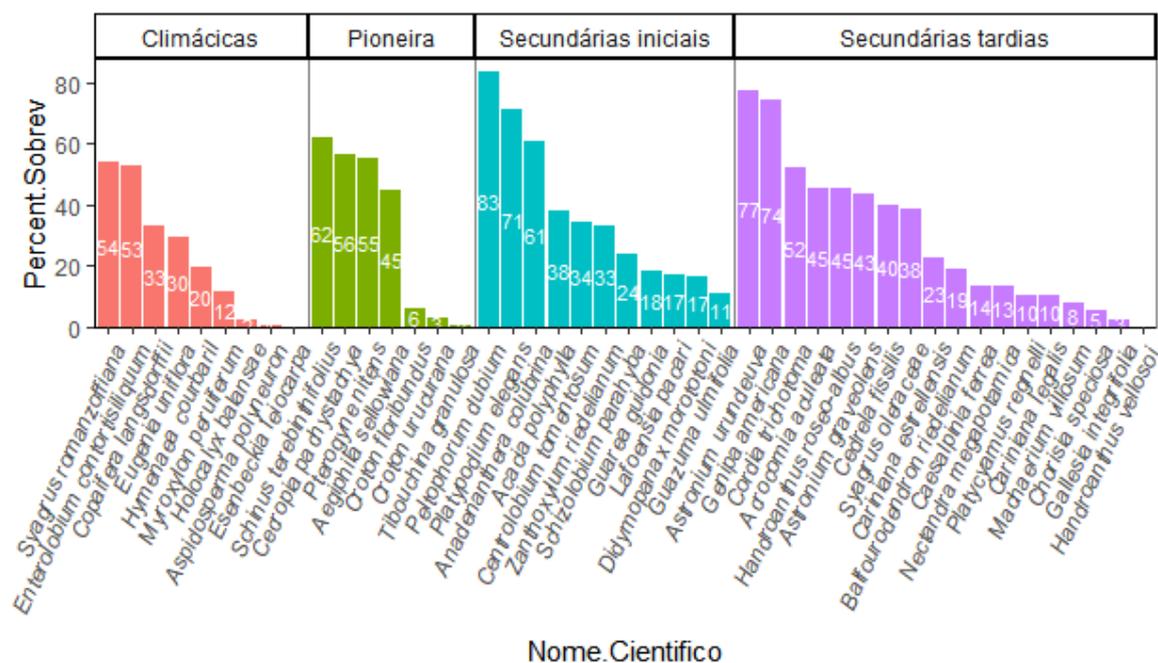


Figura 1 - Gráfico relacionando porcentagem de sobrevivência das espécies presentes nas áreas abordadas, com sua respectiva sucessão.

O grupo das espécies pioneiras, estágio inicial da sucessão, é fundamental para o sucesso do plantio, tem rápido crescimento, germinam e se desenvolvem em condições de bastante luminosidade fornecendo sombra e proteção ao solo, propiciando condições o estabelecimento dos estágios sucessionais posteriores (PEREIRA *et al.*, 2012; MACEDO, 1993a), dentre as maiores sobreviventes desse grupo estão a *Schinus terebinthifolius* Raddi e a *Cecropia pachystachya* Trécul, ambas espécies de ampla distribuição (CARDOSO-LEITE *et al.*, 2004; BERGAMIN & MONDIN, 2006; GOMES *et al.*, 2013). As espécies secundárias conseguem germinar na sombra, entretanto, necessitam da luz de pequenas clareiras para desenvolver, na floresta tropical, ocorrem em grande número de indivíduos por área, responsáveis pela alta

diversidade dessas florestas. Já as espécies climáticas, são tolerantes, possuem crescimento lento, germinam e se desenvolvem com pouca luminosidade (MACEDO, 1993b), dentre as maiores sobreviventes estão a palmeira *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman. e a *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong.

Como hipótese inicial, postulávamos que as classes sucessionais, cujos indivíduos se enquadram, poderiam influenciar nas taxas de sobrevivência do Banco Genético. Visto que o plantio foi feito há 20 anos, imaginávamos padrões de sobrevivência diferentes para cada sucessão. Ao observar o gráfico (Figura 1), é possível visualizar um padrão de sobrevivência similar para cada uma das classes sucessionais. O teste *Anova* foi feito relacionando a sucessão com a porcentagem de sobrevivência e, o valor de *p* foi 0.599, portanto não houve relação das classes sucessionais com a sobrevivência dos indivíduos.

A área sofreu sérios impactos causados pela invasão de gado e por sucessivos incêndios, visto que as condições de erosão e degradação não são atributos favoráveis ao desenvolvimento, os resultados dos levantamentos não podem ser considerados em decorrência apenas das características sucessionais dos indivíduos, sendo importante considerar também outras condições externas, como o clima, a época do plantio, fatores genéticos, qualidade das mudas, as matrizes.

CONCLUSÕES

Foi possível através da metodologia apresentada obter resultados relacionados às taxas de mortalidade e sobrevivência de espécies arbóreas do Banco Genético e com eles, será possível o planejamento e escolha de mudas para uma futura intervenção na área.

O Banco sofreu diversas alterações devido aos impactos recorrentes ao longo desses anos, logo os resultados analisados não podem ser considerados em decorrência apenas da sucessão das espécies, sendo importante considerar outras condições externas.

O monitoramento dos processos ecológicos é importante para planejar a recuperação da área, avaliando a escolha de espécies a serem plantadas, a quantidade de mudas para a reposição e para o enriquecimento arbóreo, fazendo com que o Banco sirva efetivamente como fonte de sementes de alta variabilidade genética e, de conservação do pouco que resta de Mata Atlântica na região.

AGRADECIMENTOS

Ao Programa Unificado de Bolsas (PUB) da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da USP-RP, pelo financiamento do projeto.

REFERÊNCIAS

Brancalion PHS, Viiani RAG, Rodrigues RR, Gandolfi S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados. 2013.

Bergamin R, Mondin C. Composição Florística e Relações Fitogeográficas do Componente Arbóreo de um Fragmento Florestal no Município de Barra do Ribeiro, Rio Grande do Sul, Brasil. Pesquisas Botânica. 2006; 57: 217-230.

Cardoso-Leite E, Covre TB, Ometto RG, Cavalcanti DC, Pagani MI. Fitossociologia e caracterização sucessional de um fragmento de mata ciliar, em Rio Claro/SP, como subsídio à recuperação da área. Rev. Inst. Flor., São Paulo. 2004; 16(1): 31-41.

Fundação SOS Mata Atlântica. SOS Mata Atlântica: Nossas causas. Disponível em: <<https://www.sosma.org.br/nossas-causas/mata-atlantica/>>. Acesso em: 28 jul. 2018.

Gomes LJ, Silva-Man R, Mattos PP, Rabbani ARC. **Pensando a biodiversidade: Aroeira:** Schinus terebinthifolius Raddi.. São Cristóvão, Se: UFS. 2013; 374 p.

Kotchetkoff-Henriques O. Caracterização da vegetação natural em Ribeirão Preto, SP: bases para a conservação. 208p. 2003. Tese (Doutorado) - Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto-USP. 2003.

Melo ACG, Durigan G, Gorenstein MR. Efeito do fogo sobre o banco de sementes em faixa de borda de Floresta Estacional Semidecidual, SP, Brasil. Acta bot. bras. 2007; 21(4): 927-934.

Pereira JS, Nardin CFRA, Junior RAP, Rodrigues SC. Avaliação do índice de sobrevivência e crescimento de espécies arbóreas utilizadas na recuperação de área degradada. **Revista Geonorte**, Minas Gerais. 2012; 1(4): 138-148.

Silva VF, Oliveira ATF, Venturin N, Carvalho WAC, Gomes JBV. Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecídua no município de Ibituruna, MG, Brasil. Acta bot. bras. 2005; 19(4): 701-716.

Varanda EM. Implantação da Floresta do campus em Ribeirão Preto. Projeto da Prefeitura do campus Administrativo de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo. 1998; 29p.

MORFOLOGIA E BIOMETRIA DE SEMENTES DE *Genipa americana* L.

Lidiana Nayara Ralph¹; Ana Lícia Patriota Feliciano²; Ricardo Gallo²; Marília Isabelle Oliveira da Silva¹;
Joselane Priscila Gomes da Silva¹

RESUMO: O jenipapo (*Genipa americana* L.) é uma espécie florestal, com potencial para recuperação de áreas degradadas, porém com poucas informações referentes a morfologia e biometria de sementes. Com isso, objetivou-se descrever a biometria e morfologia externa de sementes de jenipapo. As avaliações foram realizadas no Laboratório de Análise de Sementes Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco e observadas as seguintes características das sementes: forma, cor, textura, posição do hilo e micrópila. Para os aspectos biométricos foram avaliados peso, comprimento, largura e espessura das sementes. De acordo com o peso, comprimento, largura e espessura, a maior frequência de sementes está compreendida nas dimensões de 0,5 g, 9,92 mm, 7,80 mm e 1,62 mm. As sementes de jenipapo apresentam variabilidade nas suas características biométricas, a morfologia da semente e de *G. americana* contribuem tanto para identificação quanto para ampliar o conhecimento sobre a biologia da espécie.

Palavras chave: Espécie nativa; Jenipapo; Parâmetros biométricos.

INTRODUÇÃO

Conhecida como jenipapo, *Genipa americana* L. pertencente a família Rubiaceae, é uma espécie de porte arbóreo de grande importância ecológica e econômica, utilizadas tanto em plantios mistos de áreas degradadas quanto na produção de alimentos (VALERI et al., 2003). Apesar do grande interesse que o jenipapo desperta, a sua utilização é realizada de forma exploratória e artesanal, tornando-se necessários métodos que contribuam para um manejo mais racional e econômico da espécie (ANDRADE et al., 2000). Baseado nisso, estudos sobre espécies nativas, são fundamentais, em virtude da grande perda da biodiversidade, principalmente sobre a utilização das espécies nativas para a recuperação de áreas degradadas (RIBEIRO, 1998).

Sabe-se que para alcançar sucesso na restauração florestal é importante conhecer o crescimento das espécies florestais, e para isso, torna-se necessário a obtenção de

¹ Discentes do Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco. lidianaralph@gmail.com.

²Docentes do Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco.

sementes de excelentes qualidades fisiológicas, morfológicas e genéticas (MARTINS, 2013), pois, conhecer as características morfológicas das sementes das espécies florestais nativas, serve de base para estudos de reflorestamento e revegetação de áreas degradadas (CRUZ et al., 2001), além de contribuir nos trabalhos de sucessão ecológica e regeneração dos ecossistemas florestais e facilitar o reconhecimento das espécies em banco de sementes no solo (BELTRATI, 1994).

Mesmo as sementes sendo formadas basicamente por um embrião, tecidos de reserva e envoltório, na natureza, são vários os fatores que interferem no desenvolvimento e metabolismo das mesmas, variando entre espécies, e até mesmo na própria espécie, a cor, forma e tamanho. E com isso, a distinção das sementes por peso e tamanho pode ser uma forma de aprimorar os lotes em relação à uniformidade de emergência e vigor das plântulas (CARVALHO e NAKAGAWA, 2000), refletindo diretamente no sucesso dos projetos de restauração florestal.

Assim, com o intuito de gerar informações sobre a espécie *Genipa americana*, bem como facilitar a sua identificação a partir de características peculiares, o presente trabalho teve por objetivo determinar a biometria e descrever a morfologia externa da semente de jenipapo.

MATERIAL E MÉTODOS

As sementes foram coletadas no mês de abril de 2019 na Reserva Biológica de Saltinho, fragmento de floresta atlântica, localizada nos municípios de Tamandaré (93,66%) e Rio Formoso (6,34%), estado de Pernambuco, Brasil. O clima predominante é do tipo tropical úmido (As'), segundo a classificação de Köppen. A pluviosidade média é de 1500 mm e a temperatura média anual é 25°C. Apresenta altitudes pouco pronunciadas e topografia plana.

As sementes foram obtidas a partir de frutos maduros, originários de três árvores matrizes. Os frutos foram acondicionados em sacos plásticos transparentes e transportados para o Laboratório de Sementes Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, onde foram beneficiados, e as sementes lavadas em água corrente sobre peneira para remoção de toda mucilagem. Em seguida, permaneceram por 24 horas em bandejas plásticas, em condições ambientais locais (luz natural, temperatura média de 25°C e umidade relativa do ar média de 84%), as sementes foram misturadas e homogeneizadas, para em seguida dar início as avaliações.

O peso, comprimento, largura e espessura individual de uma amostra de 200 sementes foram determinadas, utilizando como equipamento de auxílio balança analítica com precisão de 0,001 g, e paquímetro digital, com precisão de 0,01 mm. Considerou-se como comprimento a porção compreendida entre a porção basal e a apical. A largura e a espessura foram medidas na parte intermediária da semente.

Para a descrição da morfologia externa das sementes foram utilizadas 50 unidades, escolhidas aleatoriamente. Consideraram-se os aspectos externos (tipo, forma, coloração, posição do hilo e da micrópila). As terminologias utilizadas foram segundo Barroso et al. (2004) e Gonçalves e Lorenzi (2011).

Os dados das características quantitativas foram submetidos à análise descritiva, onde se calculou com ajuda do programa estatística Sisvar, média aritmética, desvio padrão, variância, coeficiente de variação. Os dados foram distribuídos segundo sua frequência percentual e representados graficamente por um histograma.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Houve variação nos valores de peso, comprimento, largura e espessura das sementes de jenipapo, no entanto, dentre esses parâmetros, percebeu-se maior desuniformidade para o parâmetro peso (coeficiente de variação de 31,72%). Os valores médios referentes ao peso, comprimento, largura e espessura foram 0,043 g, 9,52 mm, 7,54 mm e 1,66 mm, respectivamente. Na variável espessura da semente, o valor médio foi 7,13 cm, com variação de 5,82 a 8,37 cm. O peso das sementes de jenipapo, apresentaram limite mínimo de 0,06 e limite de máximo de 0,010 mm, para o comprimento das sementes, esses limites foram de 10,94 a 7,19 mm mínimo e máximo, respectivamente.

Tabela 1 - Caracterização biométrica do peso, comprimento, largura e espessura de sementes *Genipa americana*.

Parâmetro estatístico	Média	Desvio padrão	Variância	CV%	Máximo	Mínimo
Peso	0,043 g	0,013	0,0001	31,72	0,06 g	0,010 g
Comprimento	9,52 mm	0,928	0,8500	9,72	10,94 mm	7,19 mm
Largura	7,54 mm	0,254	0,0640	3,37	8,08 mm	7,07 mm
Espessura	1,66 mm	0,172	0,0290	10,36	1,99 mm	1,32 mm

De acordo com o peso, comprimento, largura e espessura, a maior frequência de sementes está compreendida nas dimensões de 0,5 g, 9,92 mm, 7,80 mm e 1,62 mm, respectivamente (Figura 1). A análise da biometria das sementes indicou que a maior frequência observada (20,5%; 27%; 13% e 24%) ocorreu em sementes com peso de 0,05g, comprimento de 9,92 mm, largura de 7,80 mm e espessura de 1,62 mm, respectivamente.

No entanto, essa variabilidade de valores de frequência para as variáveis analisadas, podem ser explicadas pela influência que o ambiente tem, mostrando que existe uma plasticidade fenotípica das sementes (OLIVEIRA e PEREIRA, 2014). Dentro das espécies nativas florestais, ocorre uma grande variabilidade com relação ao tamanho das sementes, Cruz et al. (2001) comprovaram essa afirmação, trabalhando com *Parkia nitida*.

Dentro de uma mesma espécie, a variação genética é fundamental para assegurar seu potencial adaptativo frente às grandes mudanças ambientais que ocorrem atualmente, assim como as pressões antrópicas que interferem cada vez mais na biodiversidade (BORGES et al., 2016).

Com isso, nota-se que os estudos de caracterização e a descrição biométrica de sementes podem ser aplicados na avaliação da variabilidade genética dentro e entre populações, contribuindo com programas de conservação dos recursos vegetais que apresentam valor econômico (BARROSO et al., 2016).

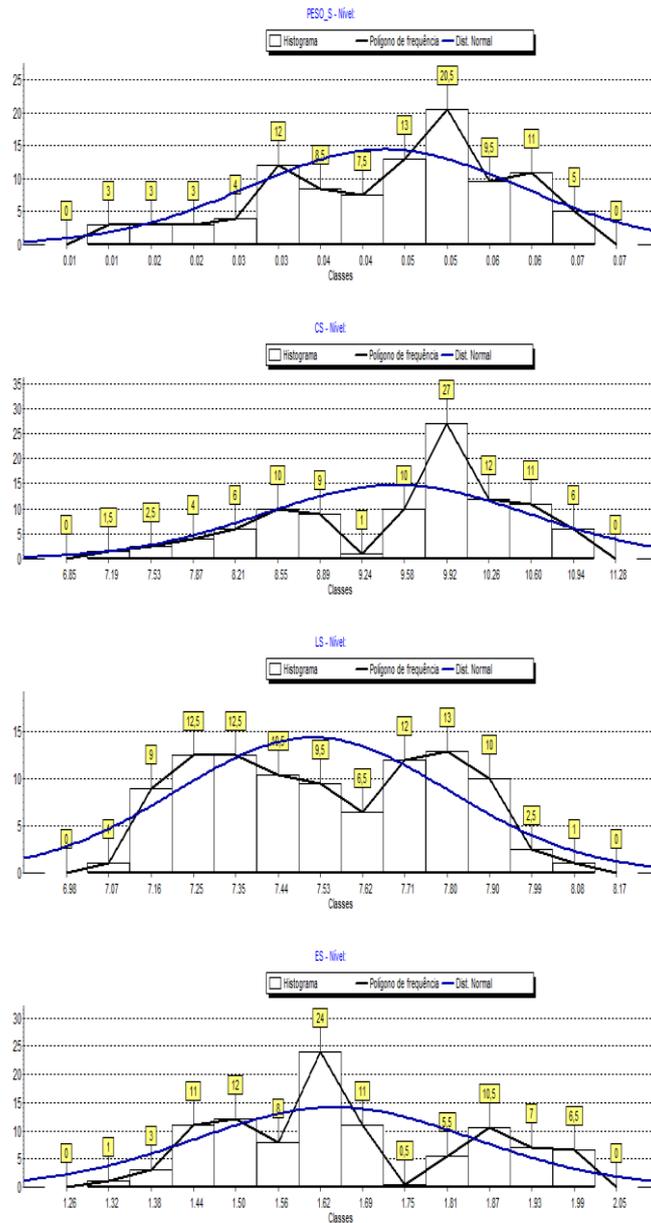


Figura 1 - Peso (PESO_S), comprimento (CS), largura (LS) e espessura (ES) de sementes de *Genipa americana*, UFRPE-2019.

Quanto a caracterização morfológica das sementes de *G. americana*, podem ser descritas como obovadas, arredondadas, oblongas e outros formatos irregulares. Apresentam coloração marrom-claro, textura do tegumento fina, unitegmentada, apresentando apenas um tegumento e permeável, considerando a superfície do tegumento como levemente crespada. O hilo é localizado na região apical da semente, oposto ao eixo embrionário, a micrópila é diminuta e é ligada ao hilo por uma rafe (Figura 2).

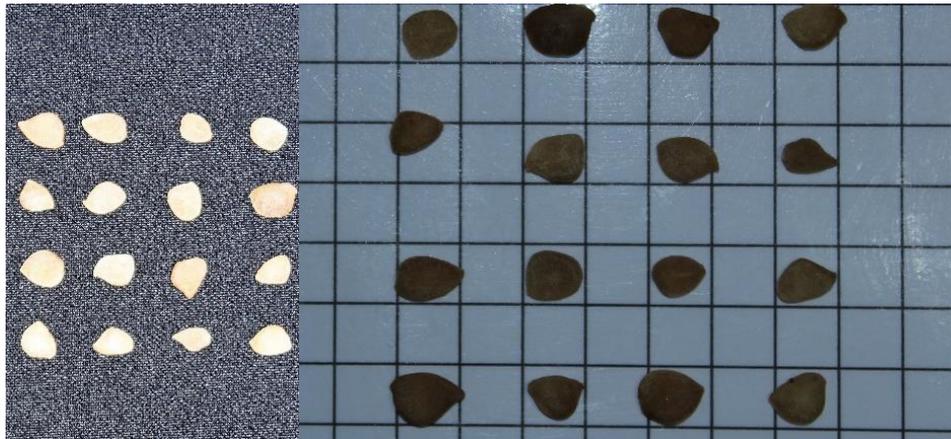


Figura 2 - Aspecto morfológico de sementes de *Genipa americana*. (SILVA, 2019).

Assim, sabe-se que uma das maiores dificuldades encontradas pelos estudiosos de espécies florestais nativas é a carência de informações relacionadas à identificação das espécies, visto que a aquisição de material botânico para os trabalhos, muitas vezes se torna difícil.

Por outro lado, há preocupação da comunidade científica quanto aos estudos morfológicos, no intuito de preservar a flora, principalmente, as espécies que se encontram em via de extinção (AMARO et al., 2006).

Um dos grandes desafios enfrentados na execução de projetos de restauração de áreas degradadas com espécies florestais nativas, consiste na obtenção de mudas, tanto em qualidade e quantidade, como em diversidade de espécies (KAGEYAMA e GANDARA, 2005).

Os resultados obtidos no presente estudo, mostraram que a semente de *G. americana* apresenta tegumento permeável, o que facilita a embebição e a germinação, dispensando a escarificação.

CONCLUSÕES

As sementes de jenipapo apresentam variabilidade nas suas características biométricas, a morfologia da semente de *G. americana* contribuem tanto para identificação quanto para ampliar o conhecimento sobre a biologia da espécie.

REFERÊNCIAS

Amaro MS, Medeiros Filho S, Guimarães RM, Teófilo E. M. Morfologia de frutos, sementes e de plântulas de janaguba (*Himatanthus drasticus* (Mart.) Plumel. - Apocynaceae). Revista Brasileira de Sementes. 2006; 28(1): 63-71.

Andrade ACS, Souza AD, Ramos FN, Pereira TS, Cruz APM. Germinação de sementes de jenipapo: temperatura, substrato e morfologia do desenvolvimento pós-seminal. Pesquisa Agropecuária Brasileira. 2000; 35(3): 609-615.

Barroso GM, Amorim MP, Peixoto AL, Ichaso CLF. Frutos e sementes: Morfologia aplicada à sistemática de dicotiledôneas. Editora UFV, Viçosa MG. 2004; 443 p.

Barroso RF, de Assis Silva F, Nobrega JS, da Silva LJ, Novaes DB, Ferreira VS. Biometria de frutos e sementes de *Luetzelburgia auriculata* (Allemão) Ducke. Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável. 2016; 11(5): 155-160.

Beltrati CM. Morfologia e anatomia de sementes In: Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Área de Biologia Vegetal. Apostila. Rio Claro: Departamento de Botânica / Instituto de Biociências / UNESP. 1994. 112p.

Borges RC, Santos FMG, Maia MCC, LIMA PDC, Valente SES. Investigating genetic diversity in sapucaia using inter simple sequence repeat markers. Genetics and Molecular Research. 2016; 15(3): 1-13.

Carvalho NM, Nakagawa J. Sementes: ciência, tecnologia e produção. 4.ed. Jaboticabal : FUNEP. 2000; 588p.

Cruz ED, Carvalho JEU, Leão NVM. Métodos para superação da dormência e biometria de frutos e sementes de *Parkia nitida* Miquel. (Leguminosae – Mimosoideae). Acta Amazônica. 2001; 31(2): 167-177.

Cruz ED, Martins FO, Carvalho JEU. Biometria de frutos e sementes e germinação de jatobá-curuba (*Hymenaea intermedia* Ducke, Leguminosae – Caesalpinioideae). Revista Brasileira de Botânica. 2001; 24(2): 161-165.

Gonçalves EG, Lorenzi H. Morfologia vegetal: organografia e dicionário ilustrado de morfologia das plantas vasculares. 2a ed. Instituto Plantarum de Estudos da Flora, São Paulo. 2011; 512p.

Kageyama PY, Gandara FB. Resultados do programa de restauração com espécies arbóreas nativas do convênio Esalq/USP e Cesp. In: Galvão APM, Porfírio-Da-Silva V. (Eds.). Restauração florestal; fundamentos e estudo de caso. Colombo: Embrapa Florestas. 2005.

Martins SV. Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. 3ª ed. Viçosa: Aprenda fácil Editora. 2013.

Oliveira AKM, Pereira KCL. Efeito de diferentes temperaturas na germinação e crescimento radicular de sementes de jatobá-mirim (*Guibourtia hymenaea folia* (Moric.) J. Léonard). Ciência Florestal, Santa Maria. 2014; 24(1): 111-116.

Ribeiro JF. Cerrado: matas de galeria. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados, Planaltina, Distrito Federal. 1998; 164 p.

Valeri SV, Puerta R, Cruz MCP. Efeitos do fósforo do solo no desenvolvimento inicial de *Genipa americana* L. Scientia Forestalis. 2003; 64: 69-77.

MORTALIDADE, RECRUTAMENTO E INGRESSO DE ESPÉCIES FLORESTAIS EM ÁREAS MINERADAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL

Welton dos Santos Barros¹; Walmer Bruno Rocha Martins²; Elizane Alves Arraes Araújo³; Gracialda Costa Ferreira⁴; Giuliana Mara Patrício de Souza⁵.

RESUMO: O plantio de mudas florestais é o método mais usual para restauração de áreas degradadas pela mineração. Com isso, o objetivo deste trabalho foi avaliar a sobrevivência das espécies florestais plantadas e as que regeneram naturalmente em áreas anteriormente degradados pela mineração de bauxita em Paragominas-PA. Foram instaladas parcelas e subparcelas em áreas com 5, 6, 7, 8 e 9 anos pós plantio. Dezesesseis espécies apresentaram mais de 75% de mortalidade, não devendo ser plantadas inicialmente. Além disso, regeneraram de 15 a 35 espécies, sendo 33 ingressantes. Portanto a avaliação da mortalidade e regeneração natural mostrou-se eficaz para indicar as espécies que não se adaptaram as que obtiveram uma taxa de sobrevivência considerada satisfatória.

Palavras chave: Áreas degradadas; Crescimento vegetal; Restauração ecológica.

INTRODUÇÃO

A degradação e redução das florestas, eleva-se, no decorrer do tempo, pelo aumento das atividades humanas, sendo necessária a restauração da floresta em áreas degradadas, que é considerada uma das mais eficientes ferramentas de engenharia ecológica (LU et al., 2011).

Nesse contexto, o estado do Pará tem grande responsabilidade em estimular a recuperação das florestas, a exemplo da exploração mineral, uma vez que se destaca nacionalmente em exploração de minério para indústria, como fornecedor de bauxita, totalizando 91% da produção nacional (DNPM, 2015), sendo que essa atividade promove certa fragilidade, por necessitar da retirada da cobertura vegetal e camada superficial do solo.

A vulnerabilidade do sítio após exploração é fator determinante para a decisão dos processos de restabelecimento florestal, sendo necessária atenção tanto na implantação como no monitoramento dos novos indivíduos que deverão ser

¹Graduando em Engenharia Florestal pela Universidade Federal Rural da Amazônia;

²Doutorando em Ciências Florestais pela Universidade Federal Rural da Amazônia;

³Mestrando em Ciências Florestais pela Universidade Federal Rural da Amazônia;

⁴Profa. Dra. da Universidade Federal Rural da Amazônia;

⁵Mineração Paragominas – MPSA.

introduzidos. Assim, a regeneração florestal se torna uma das principais ferramentas, dependendo exclusivamente dos métodos adotados e da adaptação das espécies selecionadas (REIS et al., 2014).

Nesse contexto, este trabalho objetiva avaliar a sobrevivência das espécies florestais plantadas e regenerantes, em ecossistemas anteriormente degradados pela mineração de bauxita em Paragominas-PA.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em área da empresa Mineração Paragominas S.A., do grupo Hydro, localizada no nordeste do estado do Pará, no Platô Miltônia 3 (3°15'38"S e 47°43'28"O) a altitude de 150 m, a 70 km da sede municipal de Paragominas.

O clima da região é caracterizado como quente e úmido com estações de chuva e de seca bem definidas. A temperatura média é de 26,3 °C com índice pluviométrico anual de aproximadamente 1.800 mm, sendo que, o período mais chuvoso vai de janeiro a maio, com umidade relativa do ar em torno de 81% (ALVARES et al., 2013).

A empresa Mineração Paragominas S.A., após a exploração de bauxita do subsolo, realiza a reconformação do terreno e espalhamento do *topsoil*. Posteriormente é realizado a restauração florestal com a utilização do método de plantio de mudas de espécies arbóreas florestais nativas, indução da regeneração natural e recentemente o princípio da nucleação por meio do acúmulo de galhadas.

Foram escolhidos cinco ecossistemas que estão em processo de restauração, em que foram implementadas 147 espécies com espaçamento de 3 m x 3 m implantadas no início dos anos de 2009, 2010, 2011, 2012 e 2013, apresentando atualmente 9, 8, 7, 6 e 5 anos respectivamente (Tabela 1). Antes do plantio, foram realizados: a) reconformação do terreno, b) subsolagem e c) espalhamento do *topsoil*.

Tabela 1 - Tipos de procedimentos nas áreas de plantio para restauração florestal de áreas anteriormente mineradas, Paragominas, Pará, Brasil.

Áreas	Ano de plantio	Reconformação do terreno	Subsolagem	Adubação
1	2009	Morfológica	Adubação simultânea (33% P ₂ O ₅ Total, 10% Solúvel Ácido Cítrico)	Em covas - 200 g em cada cova de NPK - 06 30 06 (0,5% B, 0,5%Cu, 0,5%Zn) e 2,5 kg por cova de adubo orgânico
2	2010	-	-	De cobertura - Calcário dolomítico (CaO-28%, MgO-12%)
3	2011	Topográfica	-	Em covas - 200 g em cada cova de NPK - 06 30 06 (0,5% B, 0,5%Cu, 0,5%Zn) e 2,5 kg por cova de adubo orgânico

4	2012	-	Adubação simultânea (33%P2O5 Total, 10% Solúvel Ácido Cítrico)	Em covas NPK 06-30-06 (150g/cova), e fosfato natural (100g/cova), incorporado com esterco orgânico (500g/cova) + Adubação de cobertura -
5	2013	-	Adubação simultânea Plantio: 334 kg/ha de fosfato (FNR) e Nucleação 300g/cova	Calagem (300kg/ha) + NPK 06-30-06 na proporção de 160g/muda.

Mortalidade, recrutamento e ingresso

A mortalidade de árvores e arbustos de uma determinada espécie foi definida por meio da divisão entre o número de indivíduos mortos pelo número de indivíduos vivos (SOUZA & SOARES, 2013) (Eq.1). Também foram avaliados o recrutamento e o ingresso, onde o recrutamento refere-se a novos indivíduos de uma espécie que já estava presente no ecossistema e o ingresso ao aparecimento de indivíduos de novas espécies que surgiram na amostragem (JARDIM, 2015).

$$TM_{i(\%)} = \frac{n_i}{N_i} \times 100$$

(1)

Em que: $TM_{i(\%)}$ = taxa de mortalidade entre duas avaliações; n_i = número de árvores e arbustos mortos da i -ésima espécie, entre duas avaliações sucessivas; N_i = número de árvores e arbustos vivos da i -ésima espécie na primeira avaliação;

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No geral, não houve aumento significativo do número de espécies na regeneração natural com o avanço da restauração, o que pode ser explicado em função do tempo de estocagem do *topsoil*, que possivelmente foi diferente entre os ecossistemas. O tempo de estocagem do *topsoil* apresenta uma relação inversa com a germinação, pois as sementes acabam germinando precocemente, podendo morrer soterradas com ausência de oxigênio e ainda serem predadas por microrganismos (FOWLER et al., 2015).

Tabela 2 - Número de espécies plantadas consideradas vivas e densidade da vegetação nas áreas em processo de restauração, anteriormente degradada pela atividade minerária no município de Paragominas, Pará, Brasil

Ano do Plantio	Anos pós plantio	Nº de espécies plantio	Densidade do plantio (m ² .ha ⁻¹)	Nº de espécies regenerantes	Densidade da regeneração (ind.ha ⁻¹)	Densidade total (ind.ha ⁻¹)
2009	9	72	345,00	15	616,67	961,67
2010	8	36	276,67	13	1.316,67	1.593,34
2011	7	47	260,83	19	2.183,33	2.444,16
2012	6	41	401,67	16	1.500,00	1.901,67
2013	5	31	470,00	6	540,00	1.010,00

Dos cinco ecossistemas, aqueles com 8 e 7 anos de restauração apresentaram as menores densidades de espécies plantadas. No entanto, essa baixa densidade foi suprida pela regeneração natural, sobretudo no ecossistema com 7 anos (Tabela 2). A regeneração natural é um indicador do restabelecimento da vegetação local e consequentemente dos processos sucessionais, dando início a estratificação de uma futura floresta (JESUS et al, 2016).

Apenas 3 espécies recrutaram, ou seja, apareceram na regeneração natural e foram previamente plantadas, são elas: *Handroanthus ochraceus* (Cham.) Mattos, *Handroanthus* sp. e *Byrsonima crassifolia* (L.) Kunth. Esta última foi encontrada em todos os ecossistemas de restauração e é conhecida como murucizeiro, onde seus frutos têm servido como fonte de alimento para pássaros e grandes mamíferos, os quais provavelmente dispersam as sementes nas áreas mais longínquas.

Ingressaram cerca de 33 novas espécies, sendo que, o ecossistema com 7 anos de restauração foi onde surgiu o maior número de espécies ingressantes, 17 no total, representando cerca de 51,52%. Das espécies ingressantes, cinco (5) aparecem em todos os ecossistemas, são elas: *Solanum crinitum* Lam., *Solanum* sp., *Trema micrantha* (L.) Blume, *Vismia guianensis* (Aubl.) Choisy e *Croton matourensis* Aubl.

Algumas espécies regenerantes apresentaram um número de indivíduos elevado, maior do que dez e ocorreram em três ou mais ecossistemas, destacando-se o *Croton matourensis* Aubl., onde foram encontrados 228 indivíduos vivos (0,53 ind.ha⁻¹) e com uma taxa de sobrevivência de 68% (Figura 1). Aliado a isso, a espécie produz serapilheira em abundância o que auxilia na capacidade de retenção hídrica (MARTINS et al., 2018).

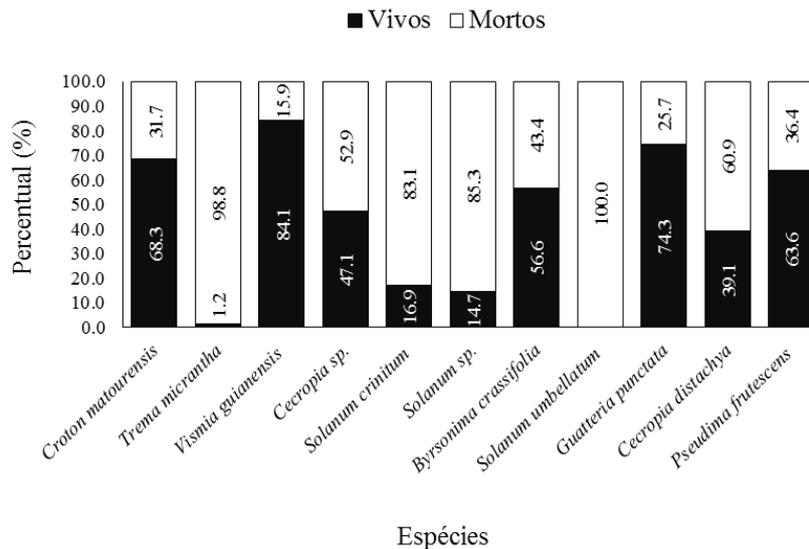


Figura 1 - Taxa de indivíduos vivos e mortos, das principais espécies regenerantes que ocorreram em três ou mais áreas em processo de restauração florestal ao longo de 4,5 anos de monitoramento no município de Paragominas, Pará, Brasil.

Determinadas espécies com mais de quatro indivíduos plantados apresentaram elevada taxa de mortalidade, chegando até 100%, como *Annona mucosa*, *Euterpe oleracea*, *Parkia gigantocarpa* e *Khaya ivorensis* (Tabela 3). O plantio inicial dessas espécies deve ser evitado, pois as condições ambientais não são propícias as características ecológicas dessas mesmas espécies e isso ocasionará problemas subsequentes, como os processos erosivos em decorrência da exposição do solo. Isso ocorre em função de vários fatores, dentre eles a própria compactação demasiada do solo, escassez de matéria orgânica inicial e radiação solar intensa em períodos de estiagem (SALOMÃO et al., 2007).

Tabela 3 - Espécies com as maiores taxas de mortalidade que foram plantadas nos ecossistemas anteriormente degradadas pela mineração de bauxita no município de Paragominas, Pará, Brasil. 5, 4, 3, 2 e 1 = número de ecossistemas em que as espécies ocorreram.

Frequência	Nome científico	Mortalidade (%)	Nº Indivíduos mortos
5	<i>Bixa orellana</i> L.	98,11	52
5	<i>Schizolobium parahyba</i> var. <i>amazonicum</i> (Huber ex Ducke) Barneby	94,20	65
4	<i>Lecythis lurida</i> (Miers) S.A.Mori	89,47	17
4	<i>Parkia</i> sp.	79,07	34
3	<i>Annona mucosa</i> Jacq.	100,00	14
3	<i>Eschweilera</i> sp.	88,90	8
2	<i>Euterpe oleracea</i> Mart.	100,00	4
2	<i>Parkia multijuga</i> Benth.	81,82	9
1	<i>Parkia gigantocarpa</i> Ducke	100,00	5
1	<i>Khaya ivorensis</i> A.Chev.	100,00	5

Schizolobium parahyba var. *amazonicum* e *Bixa orellana*, denominados popularmente como paricá e urucum respectivamente, foram plantadas nos cinco ecossistemas e em grande quantidade (Tabela 3). Essas espécies provavelmente têm sido frequentemente utilizadas devido facilidade de obtenção de sementes e crescimento rápido, no entanto, os indivíduos dessas espécies morreram em quase sua totalidade (Tabela 3).

CONCLUSÕES

O monitoramento das espécies florestais em ecossistemas em restauração mostrou-se eficaz, sendo possível indicar aquelas que não se adaptaram e as que obtiveram uma taxa de sobrevivência, ingresso e recrutamento considerado satisfatório.

REFERÊNCIAS

Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JLM, Sparovek G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*. 2013; 22(6): 711-728.

DNPM. Departamento Nacional de Produção Mineral. Sumário Mineral. Brasília, DNPM. 146p, 2015.

Fowler WM, Fontaine JB, Enright NJ, Veber WP. Evaluating restoration potential of transferred topsoil. *Applied Vegetation Science*. 2015; 18(3): 529-558.

Jardim FCDaF. Natural regeneration in tropical forests. *Revista de Ciências Agrárias*. 2015; 58(1): 105-113.

Jesus EM, Santos TS, Ribeiro GT, Orge MDR, Amorim VO, Batista RCRC. Regeneração natural de espécies vegetais em jazidas revegetadas. *Floresta e Ambiente*, 2016; 23(2): 191-200.

Lu HF, Wang ZH, Campbell DE, Ren H, Wang J. Emergy and eco-exergy evaluation of four forest restoration modes in southeast China. *Ecological Engineering*. 2010; 37(2): 277-285.

Martins WBR, Vale RL, Ferreira GC, Andrade VMS, Dionísio LFS, Rodrigues RP, et al. Litterfall, litter stock and water holding capacity in post-mining forest restoration ecosystems, Eastern Amazon. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*. 2018; 13(3): 1-9.

Salomão RP, Rosa NA, Morais KAC. Dinâmica da regeneração natural de árvores em áreas mineradas na Amazônia. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*. 2007; 2(1): 85-139.

Souza AL, Soares CPB. Florestas nativas: estrutura, dinâmica e ambiência. Viçosa: Editora UFV, 2013.

Reis LP, Carvalho JOPDe, Reis PCMDos, Gomes JM, Ruschel AR, Silva MGDa. Crescimento de mudas de *Parkia gigantocarpa* Ducke, em um sistema de enriquecimento em clareiras após a colheita de madeira. *Ciência Florestal*. 2014; 24(2): 431-436.

NATIVAS ENFERMEIRAS DO SOLO: SELECIONANDO ESPÉCIES PARA RECUPERAR ÁREAS DEGRADADAS DE CERRADO *SENSU STRICTO*

Márcio Venícius Barbosa Xavier^{1,2}; Diego Tavares Iglesias¹; Rúbia Santos Fonseca¹

RESUMO: Ambientes naturais que passaram por expressivas modificações na vegetação e solo e são incapazes de retornar à condição original sem a interferência humana são chamados de degradados. A cobertura vegetal enfermeira que se encontra ao nível do solo exerce papel fundamental na recuperação de uma área degradada, em função da criação de microclima, deposição de matéria orgânica e, dessa forma, melhora das condições para a chegada de outras plantas. Objetivou-se conhecer e selecionar espécies nativas rastejantes que tenham potencial para uso na recuperação de áreas degradadas no cerrado *sensu stricto*. O experimento foi conduzido no município de Montes Claros (MG) em um fragmento de cerrado *sensu stricto* degradado, no ICA/UFMG no período de dezembro de 2016 a janeiro de 2018. Foram coletadas todas as espécies rastejantes que possuíam material reprodutivo. As espécies foram selecionadas visualmente conforme: hábito de vida rastejante, maior cobertura do solo e abundância dos indivíduos na área. Em seguida, foram herborizadas e depositadas no herbário MCCA. Inventariou-se 18 espécies sendo Fabaceae (8 spp.) a família mais rica, seguida de Convolvulaceae (5 spp.). A presença das leguminosas e convolvuláceas aumentam o teor da matéria orgânica no solo, devido rápido crescimento e, promovem a restauração das características físicas, químicas e biológicas do solo. Além disto, Fabaceae realiza associação simbiótica com fungos, o que melhora as características químicas do solo. Os dados subsidiam ações de manejo no fragmento de cerrado *sensu stricto*.

Palavras chave: cobertura; solo; plantas facilitadoras; plantas rastejantes.

INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, as terras do Cerrado tem sido preferencias para o avanço da fronteira agrícola, urbanização, mineração e silvicultura (MACHADO, 2016; PARR et al., 2014). Os autores ainda alertam que tais atividades desenvolveram degradação ambiental intensa e, conseqüente decréscimo da diversidade biológica e redução destas áreas.

Ambientes naturais que passaram por expressivas modificações na vegetação e solo são tidos degradados quando não retornam à condição original sem intermédio

¹ Instituto de Ciências Agrárias (ICA) – UFMG – Campus Regional de Montes Claros, Avenida Universitária, 1.000 – Bairro Universitário, Montes Claros – MG – CEP: 39.404.547.

² Email: mvbx293@gmail.com

humano (CORRÊA, 1998). A degradação pode ser induzida pelo homem ou por catástrofe natural que influenciam negativamente na atual e futura capacidade produtiva de um ecossistema (BELENSIEFER, 1998).

Solos de áreas degradadas detém baixa disponibilidade de nutrientes, baixa capacidade de retenção de água e elevada compactação, conjunto de caracteres que dificultam o estabelecimento da flora nos estágios iniciais da regeneração (FELFILI et al., 2008). A escolha das espécies a serem adotadas em programas de recuperação de áreas degradadas é um dos pontos mais críticos e devem ser realizados a partir de estudos florísticos da vegetação local remanescente (DAVIDE, 1994). Carpanezzi et al. (1992) defendem que recuperar um ecossistema não deve ser confundido com plantios que visam produção florestal e que as espécies utilizadas devem ser nativas do local a ser recuperado, já que facilitam a instauração da microbiota original do solo, interações com a fauna nativa, além de diminuir o risco à bioinvasão.

Ambientes onde as condições são extremas e os recursos são escassos o estabelecimento de plântulas pode ser favorecida por outros vegetais amenizantes das condições dificultadoras da regeneração natural (CALLAWAY et al., 1996; CAVIERES, 2006; TIRADO; PUGNAIRE, 2003; MELO et al., 2004). A influência positiva é denominada “síndrome das plantas enfermeiras” (PADILHA; PUGNAIRE, 2006). Assim, a cobertura vegetal rastejante se enquadra no conceito. Este estrato exerce papel fundamental na recuperação de uma área degradada, devido a melhor cobertura inicial do solo, conseqüente criação de microclima, maior ciclagem de nutrientes por causa do ciclo de vida curto e firmamento do solo propiciado pela malha de raízes, o que controla o processo de erosão inicial (DE CASTRO et al., 2011). Assim, gradualmente, o ecossistema ganha espécies e características do sítio original (PRIMACK; MASSARDO, 2001). Objetivou-se conhecer e selecionar espécies nativas rastejantes que tenham potencial para serem usadas na recuperação de áreas degradadas no cerrado *sensu stricto* em Montes Claros, Minas Gerais.

MATERIAL E MÉTODOS

O Município de Montes Claros está localizado no Norte de Minas Gerais. O estudo foi realizado em um fragmento de cerrado *sensu stricto* degradado no Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais (coordenadas: 16°40'57,70" S/ 43°50'19,62" W, 650m). A área possui histórico de desmatamento, queimadas e pecuária. Conforme classificação de Köppen, o clima da região enquadra-se como Aw (Tropical chuvoso), com estação quente chuvosa (de outubro a março) e outra fria e seca (de abril a setembro). A média anual de precipitação é 1.096 mm, temperatura média varia de 22,8 (janeiro) a 18,3°C (julho) (ALVARES et al., 2013).

A amostragem foi realizada semanalmente no período de dezembro de 2016 a janeiro de 2018, por meio de caminhadas assistemáticas. Foram coletadas todas as espécies rastejantes que possuíam material reprodutivo. As espécies foram selecionadas

visualmente conforme: I) hábito de vida rastejante (VIDAL; VIDAL, 2000), II) com maior cobertura do solo e III) abundância dos indivíduos na área.

Os materiais botânicos foram identificados com o auxílio de chaves de identificação e comparação de exemplares depositados em herbários. A circunscrição das famílias seguiu Chase (2016), as sinonímias e padronização da nomenclatura botânica seguiram Flora do Brasil (FLORA DO BRASIL 2020 EM CONSTRUÇÃO). As espécies foram herborizadas conforme procedimentos usuais (FIDALGO; BONINI 1989), e depositadas no Herbário MCCA.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram selecionadas 18 espécies distribuídas em 13 gêneros e 5 famílias (figura 1). Deste total, *Evolvulus* L. foi o gênero mais rico com 4 táxons. As famílias mais abundantes foram Fabaceae (8 spp.) e Convolvulaceae (5 spp.).

Plantas que condicionam, facilitam ou melhoram condições bióticas e abióticas são determinísticas para o sucesso na recuperação de uma área degradada, dado que são essenciais não somente à introdução e estabelecimento de outras plantas, mas de igual maneira, à dinâmica ecológica e a diversidade biológica em várias formações naturais (PUGNAIRE et al., 1996).

Figura 1 - Espécies rastejantes em um fragmento de cerrado *sensu stricto*, Montes Caros, Minas Gerais, Brasil

Família/ Espécie	
Asteraceae	<i>Chamaecrista ramosa</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby
<i>Pectis brevipedunculata</i> (Gardner) Sch.Bip.	<i>Chamaecrista repens</i> (vogel) H.S.Irwin & Barneby
Bignoniaceae	<i>Desmodium distortum</i> (Aubl.) J.F.Macbr.
<i>Anemopaegma arvense</i> (vell.) Stellfeld ex de Souza	<i>Galactia glaucescens</i> Kunth
Convolvulaceae	<i>Mimosa sensitiva</i> L.
<i>Evolvulus aurigenius</i> Mart.	<i>Stylosanthes humilis</i> Kunth
<i>Evolvulus chamaepitys</i> Mart.	<i>Stylosanthes bracteata</i> Vogel
<i>Evolvulus glomeratus</i> Nees & Mart.	Malvaceae
<i>Evolvulus phyllanthoides</i> Moric.	<i>Corchorus hirtus</i> L.
<i>Merremia tomentosa</i> (Choisy) Hallier f.	<i>Peltaea polymorpha</i> (A.St.-Hil.) Krapov. & Cristóbal
Fabaceae	<i>Sida martiana</i> A.St.-Hil.
<i>Andira humilis</i> mart. Ex Benth.	

Plantas enfermeiras melhoram os fatores abióticos sob sua cobertura. O sombreamento propiciado por elas diminui a evaporação da água e a temperatura do solo (FRANCO; NOBEL, 1989) e filtram a radiação solar que chega à superfície da

área (EGERTON et al., 2000). Tal amenização de condições extremas protegem o solo e as plantas de danos causados por elevadas temperaturas e baixa umidade dos locais áridos e semiáridos (WELTZIN; MACPHERSON, 1999) como é o local deste estudo.

Associado a isto, essas plantas também podem favorecer o armazenamento de água no solo devido sua cobertura (PUGNAIRE et al., 2004). O sistema radicular de algumas espécies realoca a água para próximo da superfície, o que a torna disponível para a microbiota, além de aumentar a taxa de crescimento dos vegetais (PADILHA; PUGNAIRE, 2006). No trabalho, destaca-se os representantes do gênero *Evolvulus* L., plantas anuais (FLORA DO BRASIL 2020 EM CONSTRUÇÃO) que produzem bastante biomassa e cobrem grandes áreas de solo; a quantidade de raízes é proporcional à cobertura do solo (observação pessoal). Outra espécie que chama atenção é *Andira humilis* mart. Ex Benth., arbusto perene que se ramifica totalmente ao nível do solo, promovendo maior cobertura (MIYASAKA, 1984).

Outro fator benéfico é a maior concentração de nutrientes essenciais ao desenvolvimento vegetal logo abaixo da área coberta em virtude do acúmulo de sedimentos e decomposição foliar que, ocasiona maior mineralização e surgimento de microrganismos (PADILHA & PUGNAIRE, 2006). Assim, a presença majoritária de leguminosas neste estudo pode afetar diretamente na recuperação do potencial produtivo do fragmento. Os representantes do gênero *Stylosanthes* Sw. aumentam o teor da matéria orgânica devido rápido crescimento e, promovem a restauração das características físicas, químicas e biológicas do solo (MIYASAKA, 1984). Espécies deste grupo são comumente empregadas na recuperação de áreas degradadas, visto que possuem maiores taxas de produção de biomassa, acarretando ao longo do tempo, consideráveis melhoras principalmente na química do solo, inicialmente restrita ao terço superficial (BAYER; MIELNICZUK, 1997). Os mesmos autores defendem que as leguminosas também compreendem estratégia crucial na recuperação de uma área degradada por causa das interações simbióticas com fungos, o que permite uso eficiente de nutrientes e melhor adaptação à solos pobres como os do cerrado.

Para Barbosa (2003) e Melo et al. (2004) a ausência de água no solo em razão da longa estiagem é um dos mais críticos problemas ao estabelecimento e sobrevivência de plântulas. Entretanto, essa condição não deleta a presença de demais interações nestes ambientes. Bancos de sementes são elementos cruciais numa comunidade; as plantas anuais representam importante parcela dessa flora, suas sementes em sua maioria são ortodoxas e podem ser viáveis por longos períodos (PAKE E VENABLE, 1996). Neste levantamento, 17 das 18 espécies variam de anuais a semi-perenes, característica relevante quando relacionada aos dados supracitados.

De acordo Pugnaire e Lázaro (2000), plantas enfermeiras em ambientes semiáridos cumprem importante papel na dinâmica de formação do banco de sementes, sendo uma característica chave para recuperar uma comunidade vegetal (DUARTE et al., 2006). O fato coloca em destaque todas as espécies de Asteraceae, Bignoniaceae e Convolvulaceae deste trabalho, uma vez que possuem dispersão anemocórica, o que facilita a disseminação de sementes à longas distâncias (DEMINICIS et al., 2009; FILGUEIRAS, 2002).

CONCLUSÕES

Foram inventariadas 18 espécies enfermeiras do solo. Conhecer e selecionar espécies da flora local é um fator chave na recuperação e manejo de áreas degradadas.

REFERÊNCIAS

Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, de Moraes G, Leonardo J, Sparovek G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*. 2013; 22(6): 711-728.

Balensiefer M. Estado da arte em recuperação e manejo de áreas frágeis e/ou degradadas. In: Embrapa-CNPMA. *Recuperação e manejo de áreas degradadas*. Campinas. Memória do Workshop. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente. 1998; p. 15-18.

Barbosa DC de A. Estratégias de germinação e crescimento de espécies lenhosas da caatinga com germinação rápida. *Ecologia e conservação da caatinga*. Recife: Universidade Federal de Pernambuco. 2003; p. 625-656.

Bayer C, Mielniczuk J. Nitrogênio total de um solo submetido a diferentes métodos de preparo e sistemas de cultura. *Revista brasileira de ciência do solo*. 1977; 21(2): 235-239.

Callaway RM, DeLucia EH, Moore D, Nowak R, Schlesinger WH. Competition and facilitation: contrasting effects of *Artemisia tridentata* on desert vs. montane pines. *Ecology*. 1996; 77(7): 2130-2141.

Carpanezzi AA, Costa LD, Kageyama PY, Castro CDA. Espécies pioneiras para recuperação de áreas degradadas: a observação de laboratórios naturais. In: Embrapa Florestas-Artigo em anais de congresso (ALICE). *Silvicultura*, São Paulo. 1992; v. 12, n. 42, t. 3, p. 216-221.

Cavieres LA, Badano EI, Sierra-Almeida A, Gómez-González S, Molina-Montenegro MA. Positive interactions between alpine plant species and the nurse cushion plant *Laretia acaulis* do not increase with elevation in the Andes of central Chile. *New Phytologist*. 2016; 169(1): 59-69.

Chase MW, Christenhusz MJM, Fay MF, Byng JW, Judd WS, Soltis DE, et al. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 2016; 181(1): 1-20.

Corrêa RS. Degradação e recuperação de áreas no Distrito Federal. *Ecologia e recuperação de áreas degradadas no Cerrado*. Brasília: Paralelo. 1988; 15: 13-19.

Davide AC, et al. Seleção de espécies vegetais para recuperação de áreas degradadas. In: Simpósio Sul-Americano Simpósio Nacional Recuperação de Areas Degradadas, 2. FUFPEF. 1994; p. 111-22.

de Castro NEA, Silva MLN, Freitas DAF, de Carvalho GJ, Marques RM, Neto GFG. Plantas de cobertura no controle da erosão hídrica sob chuvas naturais. Bioscience Journal. 2011; 27(5).

Deminicis BB, Vieira HD, Araújo SAC, Jardim JG, Pádua FT, Chambela Neto A. Natural dispersion of seeds: importance, classification and dynamics in tropical pastures. Archivos de zootecnia. 2009; 58: 35-58.

Duarte LS, Dos-Santos MM, Hartz SM, Pillar VD. Role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in south Brazil. Austral ecology. 2006; 31(4): 520-528.

Egerton JJ, Banks JC, Gibson A, Cunningham RB, Ball MC. Facilitation of seedling establishment: reduction in irradiance enhances winter growth of Eucalyptus pauciflora. Ecology. 2000; 81(5): 1437-1449.

Felfili JM. Conservação da natureza e recuperação de áreas degradadas na Bacia do São Francisco: treinamento e sensibilização. Centro de Referência em Conservação da Natureza e Recuperação de Áreas Degradadas. 2008.

Fidalgo O, Bonini VLR (Ed.). Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico. Secretaria do Meio Ambiente. 1989.

Filgueiras TS. Herbaceous plant communities. In The Cerrados of Brazil: Ecology and natural history of a neotropical savanna (P.S. Oliveira & J.R. Marquis, eds.). Columbia University Press, New York. 2002; 121-139.

Flora do Brasil, Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 01 Mai. 2019

Franco AC, Nobel PS. Effect of nurse plants on the microhabitat and growth of cacti. The Journal of Ecology. 1989; p. 870-886.

Machado RB. Estimativa de perda da área do Cerrado brasileiro. 2016.

Melo FD, Aguiar Neto AD, Simabukuro EA, Tabarelli M. Recrutamento e estabelecimento de plântulas. Germinação: do básico ao aplicado. Porto Alegre: Artmed. 2004; p. 237-250.

Miyasaka S, Gallo JR, Silva JG. Histórico de estudos de adubação verde, leguminosas viáveis e suas características. Fundação Cargill. Adubação verde no Brasil. Campinas, 1984; p. 64-123.

Padilla FM, Pugnaire FI. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2006; 4(4): 196-202.

Pake CE, Venable DL. Seed banks in desert annuals: implications for persistence and coexistence in variable environments. *Ecology*. 1996; 77(5): 1427-1435.

Parr CL, Lehmann CE, Bond WJ, Hoffmann WA, Andersen AN. Tropical grassy biomes: misunderstood, neglected, and under threat. *Trends in ecology & evolution*. 2014; 29(4): 205-213.

Rozzi R, Primack R, Feisinger P, Dirzo R, Massardo F. *Fundamentos de conservación biológica: Perspectivas latino americanas*. 2001.

Pugnaire FI, Haase P, Puigdefabregas J. Facilitation between higher plant species in a semiarid environment. *Ecology*. 1996; 77(5): 1420-1426.

Pugnaire FI, Lázaro R. Seed bank and understorey species composition in a semi-arid environment: the effect of shrub age and rainfall. *Annals of Botany*. 2000; 86(4): 807-813.

Tirado R, Pugnaire FI. Shrub spatial aggregation and consequences for reproductive success. *Oecologia*. 2003; 136(2): 296-301.

Vidal WN, Vidal MRR. *Botânica: organografía*. Viçosa: UFV. 2000; 124p.

Weltzin JF, Mcpherson GR. Facilitation of conspecific seedling recruitment and shifts in temperate savanna ecotones. *Ecological Monographs*. 1999; 69(4): 513-534.

NUCLEAÇÃO COMO FORMA DE RESTAURAÇÃO NO BIOMA CAATINGA

Maria Monique Tavares Saraiva¹, Cleyson Xavier da Silva², Luzia Ferreira da Silva³,
André Laurênio de Melo³ e Domingos Sávio Marques de Menezes Vieira²

RESUMO: O Bioma Caatinga tem um ecossistema pouco conhecido e negligenciado, quanto à conservação de sua biodiversidade, porém apresenta grau elevado de degradação. No entanto, a nucleação é uma técnica de restauração ecológica, que aproveita as potencialidades dos elementos naturais acessíveis no local de formação, tais como o banco de sementes. Estudos relacionados à nucleação no semiárido são escassos, desta forma, objetivou verificar se o banco de sementes de duas áreas do Parque Estadual Mata da Pimenteira (PEMP) transposto, em núcleos, contribuirá na recuperação de área degradada. Para isso, foram coletadas cinco amostras de 1m² de serapilheira mais solo em duas Zonas de Ambiente Natural (ZAN) do PEMP e distribuídas em duas áreas em recuperação da UFRPE/UAST (A1 e A2). Posteriormente, realizou-se a contabilização e identificação dos indivíduos provenientes do material introduzido. Foram contabilizados 144 indivíduos distribuídos em 18 famílias e 37 espécies. No geral, as famílias com maior predominância foram Euphorbiaceae e Poaceae, as espécies com maior número de emergência foram: *Alcalypha poiretii* Spreng, e *Myracrodruon urundeuva* Allemão. Em relação aos hábitos de crescimento, entre as espécies levantadas, constatou-se 51% de ervas, 16% subarbusto, 3% arbusto, trepadeira e árvores que corresponderam a 11% cada e 8% não definida. O banco de sementes dos dois ambientes do PEMP apresentaram espécies e hábitos variados, com grande biodiversidade, o que proporciona o sucesso da restauração ecológica em ambientes degradados, principalmente no Bioma Caatinga.

Palavras-chaves: Serapilheira; banco de sementes; restauração ecológica.

INTRODUÇÃO

A vegetação da Caatinga ocorre com maior predominância no Semiárido brasileiro e constitui um ecossistema pouco conhecido e negligenciado, quanto à conservação de sua biodiversidade e sua degradação é potencializada por ações antrópicas.

Para reverter este cenário é necessário o desenvolvimento de técnicas que otimizem a recuperação dessas áreas, de acordo com as características edafoclimáticas

¹ Mestranda em Tecnologia Agroalimentar, UFP, Bananeiras-PB

² Graduandos de Agronomia, UFRPE/UAST

³ Professor associado, UFRPE/UAST

da região. Neste parâmetro, a restauração ecológica representa uma alternativa viável para recomposição desses ambientes.

A nucleação é uma técnica de restauração ecológica, que aproveita as potencialidades dos elementos naturais acessíveis no local de formação (GOMES, 2017). Dentre as quais, destaca-se a transposição de solo e serapilheira como banco de sementes.

O banco de sementes refere-se a reserva de propágulos vegetativos presentes na superfície ou na camada subsuperficial do solo e constitui um sistema dinâmico de entradas por dispersão e saídas a partir da germinação, morte e predação que é determinante na composição florística do ambiente (RIBEIRO et al., 2017).

Estudos relacionados à quantificação e composição florística do banco de sementes da Caatinga são escassos (FERREIRA et al., 2014; RIBEIRO et al., 2017). Contudo, a dinâmica das interações vegetativas deve ser bem estudada nesses ecossistemas (SALGADO, 2014).

Nesse contexto, objetivou verificar se o banco de sementes de duas áreas do Parque Estadual Mata da Pimenteira (PEMP) transposto, em núcleos, contribuirá na recuperação de área degradada.

MATERIAL E MÉTODOS

O Parque Estadual da Mata da Pimenteira (PEMP) situa na cidade de Serra Talhada/PE, com temperatura média anual em torno de 24,8° C e precipitação média de 642,1 mm anuais (SILVA et al., 2015).

O banco de sementes foi coletado em duas zonas de ambiente natural (ZAN) do PEMP: ZAN 1 - Serra Branca (7°56'S, 38°18'W) e na ZAN 2 – Pimenteira (7° 53'S, 38°18'W). O experimento foi implantado em duas áreas em recuperação (A1 e A2) da UFRPE/UAST, com extensão de 2.500 m² e localizadas entre fragmentos florestais. A A1 foi manejada durante três anos, com adubação verde.

O banco de sementes (solo e serapilheira) foi coletado a partir de cinco coletas em cada ZAN, numa profundidade de 10 cm com gabarito de 1 m² de cano PVC. Cada coleta foi dividida em duas partes e distribuídas em 10 unidades experimentais com dimensões de 1m² com 10 cm de profundidade, nas duas áreas degradadas e, além disso, foram inseridas 10 unidades de controle em cada área no intuito de distinguir as espécies provenientes do solo da área e do material introduzido.

As espécies emergentes foram contabilizadas e identificadas quando apresentaram estruturas morfológicas favoráveis à identificação (folhas, flor, fruto) de acordo com cada espécie. As identificações foram realizadas no herbário da Universidade Federal Rural de Pernambuco com subsídio de profissionais e auxílio de materiais como exsicatas e literatura.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

No geral, as famílias com maior predominância foram: Euphorbiaceae e Poaceae com cinco espécies cada, Fabaceae e Malvaceae com quatro e Asteraceae com três e foram contabilizadas 37 espécies distribuídas em 18 famílias (Tabela 1).

Tabela 2 - Levantamento de espécies provenientes do solo e serapilheira da Serra Branca e Pimenteira, introduzidas em duas áreas degradadas. Serra Talhada/PE, 2018.

Família	Espécie	H	Área 1		Área 2	
			SB	P	SB	P
Amaranthaceae	<i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze	E	1	-	-	-
Anacardiaceae	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Av	1	3	10	5
Asteraceae	<i>Blainvilleabia ristata</i> DC.	S	1	-	-	-
	<i>Centratherum punctatum</i> Cass.	E	2	-	-	-
	<i>Vernonia chalybaea</i> Mart. Ex DC.	S	-	1	-	-
Boraginaceae	<i>Euploca procumbens</i> (Mill.) Diane & Hilger	S	-	-	3	-
Burseraceae	<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett	Av	1	1	-	4
Convolvulaceae	<i>Ipomoea</i> sp.	T	-	3	-	-
	<i>Ipomoea nil</i> (L.) Roth	T	1	-	2	-
Euphorbiaceae	<i>Alcalypha poiretii</i> Spreng.	E	-	12	-	10
	<i>Croton rhamnifolioides</i> Pax & K. Hoffm.	Ab	-	1	-	-
	<i>Croton hirtus</i> L'Hér	E	7	-	6	-
	<i>Euphorbia hyssopifolia</i> L.	E	-	1	-	-
	<i>Manihote pruinosa</i> Pax & K. Hoffm.	Av	-	1	-	-
Fabaceae	<i>Ancistrotropis peduncularis</i> (Kunth) A. Delgado	T	-	1	-	-
	<i>Centrosema brasilianum</i> (L.) Benth	T	-	-	1	-
	<i>Desmodium glabrum</i> (Mill.) DC.	E	-	4	-	-
	<i>Senna macranthera</i> (DC. Ex Collad.)	Av	-	1	-	-
Loasaceae	<i>Mentzelia áspera</i> L.	E	-	2	-	5
Lythraceae	<i>Cuphea circaeoides</i> Koehne	E	-	2	-	-
Malpighiaceae	<i>Galphimia brasiliensis</i> (L.) A. Juss.	S	-	-	1	-
Malvaceae	<i>Herissantia crispa</i> (L.) Briz.	S	-	3	1	-
	<i>Herissantia tiubae</i> (K. Schum.) Brizicky	S	5	-	2	-
	<i>Sida</i> sp.	-	1	-	2	-
	<i>Corchorus hirtus</i> L.	E	-	-	-	1

Molluginaceae	<i>Mollugo verticillata</i> L.	E	-	-	2	-
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus</i> sp.	E	-	1	-	-
Phytolaccaceae	<i>Microtea paniculata</i> Moq.	E	-	1	-	1
Poaceae	Sp. 1	E	-	3	2	3
	Sp. 2	E	-	2	-	3
	Sp. 3	E	-	1	-	1
	Sp. 4	E	3	-	-	-
	Sp. 5	E	-	-	-	2
Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i> L.	E	1	-	2	1
Rubiaceae	<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	E	-	1	1	-
-	N.I	-	-	-	-	1
-	N.I	-	-	-	3	-
TOTAL		144 indivíduos				

Nota: H – Hábito (Av- árvore, Ab – arbusto, E- erva, S- subarbusto, T- trepadeira), SB – Serra Branca, P – Pimenteira

As famílias com maior predominância por banco de sementes consistiram na Serra Branca: Malvaceae (3), Poaceae (2) e Asteraceae (2) e na Pimenteira: Euphorbiaceae (4), Poaceae (4), Fabaceae (3) e Malvaceae (2). De acordo com Santos et al. (2005), a Euphorbiaceae é a segunda família mais representativa da Caatinga em número de espécies, superada somente por Fabaceae.

Assim como neste estudo, Ferreira et al. (2014) verificaram Fabaceae, Poaceae, Euphorbiaceae, Malvaceae e Asteraceae entre as famílias com maior representatividade no banco de sementes, em região de Caatinga da Paraíba. Medeiros et al. (2015) também observaram que as famílias Fabaceae, Poaceae e Asteraceae apresentaram maior riqueza florística, em estudo do banco de sementes em solo da mesma região mencionada.

As espécies com maior número de emergência foram: *Alcalypha Poirerii* Spreng, com 22 indivíduos distribuídos nas unidades experimentais da Pimenteira e *Myracrodruon urundeuva* Allemão com 19 indivíduos, provenientes tanto da Serra Branca quanto da Pimenteira, com maior predominância na Serra Branca. Entre os bancos de sementes (SB e P) emergiram seis espécies em comum: *Myracrodruon urundeuva* Allemão, *Blainvilleabi aristata* DC., *Commiphora leptophloeos* (Mart.) J. B. Gillett, *Herissantia crispa* (L.) Briz., *Portulaca oleracea* L. e *Richardia brasiliensis* Gomes.

Em relação aos hábitos de crescimento, entre as espécies levantadas, constatou-se 51% de ervas, 16% subarbusto, 3% arbusto, trepadeira e árvores que correspondem a 11% cada e 8% não definida. Alguns fatores, como mecanismos eficientes de dispersão, tamanho e dormência das herbáceas, colaboram para esta predominância (GARWOOD, 1989). As herbáceas são de grande importância ecológica, na colaboração da conservação do solo, pois protege o solo de processos erosivos, além de proporcionar um microclima favorável ao estabelecimento de outras espécies na regeneração natural (RIBEIRO et al., 2017).

CONCLUSÕES

O banco de sementes dos dois ambientes do Parque Estadual da Mata da Pimenteira apresentaram espécies e hábitos variados, embora provenientes do mesmo Parque. Tais atributos indicam a grande diversidade presente nesses ambientes, o que confere fundamental importância para o sucesso da restauração ecológica em ambientes degradados, principalmente no Bioma Caatinga.

AGRADECIMENTOS

Ao CNPq por conceder a bolsa de iniciação científica, o qual seria impossível executar esta pesquisa.

REFERÊNCIAS

Ferreira CD, Souto PC, Lucena DS, Sales FCV, Souto JS. Florística do banco de sementes no solo em diferentes estágios de regeneração natural de Caatinga. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*. 2014; 9(4): 562-569.

Garwood NC. Tropical soilseedbanks: a review. In: Leck M, Parker V, Simpson R. (Eds.). *Ecology of soil seed banks*. San Diego: Academic; 1989.

Gomes JM. Restauração ecológica de área ciliar degradada da Caatinga do Rio São Francisco, Pernambuco. 265 f. 2017. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2017.

Medeiros JX, Silva GH, Ramos TM, Oliveira RB, Nóbrega AMF. Composição e diversidade florística de banco de sementes em solo de área de Caatinga. *Revista Holos*. 2015; 8(1): 03-14.

Ribeiro TO, Bakke IA, Souto PC, Bakke AO, Lucena DS. Diversidade do banco de sementes em diferentes áreas de Caatinga manejadas no semiárido da Paraíba, Brasil. *Ciência Florestal*. 2017; 27(1): 203-213.

Salgado EV. Capacidade de suporte da serapilheira da Caatinga na recuperação de solos degradados no Semiárido. 150 f. 2014. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Centro de ciências agrárias, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.

Santos MJ, Machado IC, Lopes AV. Biologia reprodutiva de duas espécies de *Jatropha L.* (Euphorbiaceae) em caatinga, Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*. 2005; 28(1): 361-373.

Silva TGF, Primo JTA, Moura MSB, Silva SMS, Morais JEF, Pereira PC, et al. Soilwater dynamics and evapotranspiration of forage cactus clones underrainfed conditions. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 2015; 50(7): 515-525.

PARQUE NATURAL MUNICIPAL FRANCISCO AFFONSO DE MELLO, MOGI DAS CRUZES (SP), COMO MATRIZ FLORESTAL PARA RESTAURAÇÃO DO ENTORNO

Danúbia de França Pereira¹; Sérgio Zanata Carvalho²; Caroline Lessa de Almeida³;
Ednilson Rodrigues Barbosa⁴; Renata Jimenez de Almeida-Scabbia⁵

RESUMO: O objetivo do trabalho foi levantar informações sobre a capacidade do Parque Natural Municipal Francisco Affonso de Mello, Mogi das Cruzes (SP) atuar como matriz florestal para restauração da vegetação existente no seu entorno. Foram instaladas 32 parcelas de 50 m² com raio de 3,99 m, em quatro trilhas de 200m já estabelecidas no parque, e registrados os indivíduos que apresentassem o perímetro a altura do peito (PAP) \geq 15 cm. Também foram levantadas informações sobre categoria sucessional, nível de ameaça, síndrome de polinização e endemismo das espécies. Foram identificadas no total 93 espécies distribuídas em 52 famílias. As famílias que apresentaram alto número em relação à riqueza foram Lauraceae (8 espécies), Rubiaceae (6), Sapindaceae (5), Melastomataceae, Meliaceae, Apocynaceae e Euphorbiaceae (cada uma com 4). Das 93 espécies, 62% estão classificadas como não pioneiras, 6% como pioneiras e 25% sem identificação. Em relação a síndrome de dispersão 69% foram identificados como zoocóricas, seguida por autocórica com 22% e anemocoria, 9%. Autores já enfatizaram a importância da flora da região, devido ao grande potencial para a produção de mudas de espécies nativas, posteriormente utilizadas em projetos de recuperação ambiental, entre elas a *Euterpe edulis* Mart. (VU), *Dicksonia sellowiana* Hook (VU), Diante disso é notória a importância da preservação e conservação da biodiversidade do Parque, como fonte de propágulos para a restauração de outras áreas, além de incremento no levantamento não apenas de árvores, mas de outras sinúsias.

Palavras chave: Biodiversidade; conservação; política públicas; preservação.

INTRODUÇÃO

O estado de São Paulo apresenta atualmente 12% da área de Mata Atlântica e menos de 5% são efetivamente florestas nativas pouco antropizadas, atualmente o

¹ Graduanda em Ciências Biológicas pela Universidade de Mogi das Cruzes (UMC).

² Bacharel em Ciências Biológicas pela Universidade de Mogi das Cruzes (UMC).

³ Bolsista no Programa de Pós-Graduação em Políticas Públicas pela Universidade de Mogi das Cruzes (UMC).

⁴ Funcionário da Prefeitura de Mogi das Cruzes, SP.

⁵ Dr. e pesquisadora do Núcleo de Ciências Ambientais, Laboratório de Florística e Sustentabilidade da Universidade de Mogi das Cruzes (UMC). Bolsista FAEP.

bioma Mata Atlântica, é considerado uma das áreas mais ricas em biodiversidade e ameaçada de extinção mundialmente. (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2016). Atualmente a mata atlântica do município de Mogi das Cruzes possui cerca de 57,6% de seu território envolvido por áreas legalmente protegidas, em que, 49% está em área de proteção de mananciais e o restante em outras categorias, como unidades de conservação e áreas tombadas (ECOFUTURO, 2016).

Após intensas interferências antrópicas ocasionados em meados dos anos 80, a vasta vegetação na Serra do Itapeti, sofreu com a ameaça das espécies endêmicas e já ameaçadas de extinção tanto da fauna quanto da flora (MORINI e MIRANDA, 2012). Após o fechamento do Parque para o público em geral, anos mais tarde tornou-se uma Área de Proteção Ambiental (Lei Estadual Nº 4.529 de 18 de janeiro de 1985), hoje supervisionado pela Prefeitura do Verde e Meio Ambiente de Mogi das Cruzes (SVMA). A Serra do Itapeti está localizada no Cinturão Verde da Cidade de São Paulo (RBCV/SP), sendo considerada uma unidade de conservação devido a sua alta diversidade de espécies de fauna e flora da Mata Atlântica. O presente trabalho teve como objetivo levantar informações sobre a capacidade do Parque Natural Municipal Francisco Affonso de Mello, Mogi das Cruzes (SP) atuar como matriz florestal para restauração da vegetação existente no seu entorno.

MATERIAL E MÉTODOS

O levantamento foi realizado durante 6 meses entre fevereiro de 2018 a agosto de 2018 em quatro áreas do Parque Natural Municipal Francisco Affonso de Mello, em cada uma das quatro trilhas de 200m (Trilha da Jararaca, Trilha da Ribanceira, Trilha da Gruta e Trilha da Estrada) que já estavam estabelecidas. Foram instaladas oito parcelas circulares de 50m² com raio de 3,99 m, totalizando 32 parcelas, sendo a distância entre cada parcela de 25m. Foram incluídos indivíduos lenhosos, vivos ou mortos que ainda estavam em pé apresentando de no mínimo 1,3m de altura e perímetro a altura do peito (PAP) \geq 15cm. Os dados obtidos foram processados no software Fitopac 2.1 (SHEPHERD, 2010) o qual serviu para calcular os descritores fitossociológicos como densidade relativa, frequência relativa e dominância relativa. A riqueza foi quantificada através do índice de diversidade de Shannon H'.

A classificação de pioneiras e não pioneiras, síndrome de dispersão, e categoria de ameaça das espécies foi obtida, por meio da lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do estado de São Paulo, apresentada pela Coordenação Especial para Restauração de Áreas Degradadas (CERAD), disponibilizada pelo Instituto de Botânica de São Paulo (BARBOSA *et al.*, 2015). A caracterização dos estágios sucessionais seguiu a Resolução CONAMA nº10 de 1993 que estabelece os parâmetros básicos para a análise dos estágios de sucessão da Mata Atlântica.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram levantados 349 indivíduos nas 4 trilhas já estabelecidas no Parque Natural Municipal Francisco Affonso de Mello, Mogi das Cruzes (SP), distribuídos em 93 espécies em 52 famílias (Tabela 1).

Tabela 1 - Parâmetros fitossociológicos das dez espécies de maior índice de valor importância (IVI) encontradas no Parque Natural Municipal Francisco Affonso de Mello (PNMFAM), Mogi das Cruzes, SP. NI=Número de indivíduos; DeR=Densidade relativa; FR=Frequência relativa; DoR=Dominância relativa; IVI= Índice de Valor de Importância

Família	Espécie	NInd	ReDe	RelFr	RelDo	IVI
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	43	12,32	8,26	5,64	25,25
Dicksoniaceae	<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	36	10,32	6,09	5,37	20,95
Euphorbiaceae	<i>Alchornea sidifolia</i> Sw.	12	3,44	3,48	7,13	13,22
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl.	20	5,73	5,22	2,58	13
Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	12	3,44	3,48	6,72	12,84
Rubiaceae	<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) K.Schum	20	5,73	3,04	3,36	11,67
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	9	2,58	3,91	5,09	10,91
Rubiaceae	<i>Psychotria suterrella</i> Mull. Arg.	13	3,72	4,35	0,77	8,52
Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Mull. Arg.	6	1,72	1,74	4,38	7,35
Melastomataceae	<i>Pleroma mutabile</i> (Vell.) Triana	7	2,01	1,74	3,47	6,81

As famílias mais ricas quanto ao número de espécies encontradas em todas as áreas do presente estudo foram Lauraceae (8 espécies), Rubiaceae (6), Sapindaceae (5), Melastomataceae, Meliaceae, Apocynaceae e Euphorbiaceae (cada uma com 4), dados já esperados por estarem entre as 10 famílias mais ricas de São Paulo. Tomasulo (2012) na Serra do Itapeti, pelo método de caminhamento, identificou 308 espécies, distribuídas em 81 famílias dentre as principais Fabaceae, Asteraceae, Myrtaceae, Lauraceae, Melastomataceae e Rubiaceae.

Foram registradas três novas famílias que não foram descritas por Tomasulo (2012), Calophyllaceae, Ochnaceae e Pentaphylaceae, cada uma delas representada por uma espécie respectivamente, *Calophyllum brasiliense* Cambess.(guanandi), *Ouratea parviflora* (A.DC.) Baill. (coração-de-bugre-vermelho), *Ternstroemia* sp., além de 17 novas ocorrências ainda não registradas para a região.

Cabe salientar que existem espécies de extrema importância conservacionista, consideradas como ameaçadas de extinção segundo a RedList da IUCN (2017), na categoria vulnerável *Euterpe edulis* Mart. (palmito-jussara), *Dicksonia sellowiana* Hook. (xaxim) e *Cedrela fissilis* Vell (cedro). Outra espécie de importância econômica e ecológica encontrada na categoria de perigo, o *Erythroxylum ulei* O.E.Schulz, além da

Aspidosperma parviflorum A. DC. (guatambu) e *Aspidosperma polyneuron* Mull. Arg. (fruta-de-sabiá), que se encontram na categoria quase ameaçada.

Devido ao grande potencial para a produção de mudas de espécies nativas, posteriormente utilizadas em projetos de recuperação ambiental, as espécies *Euterpe edulis* Mart. (VU), *Dicksonia sellowiana* Hook (VU), contribuem com a manutenção da diversidade biológica desses fragmento (NASCIMENTO *et al.*, 2016).

Dentre as espécies de Apocynaceae, encontra-se *Aspidosperma polyneuron* Mull. Arg.(fruta-de-sabiá) que está quase ameaçada de extinção, devido ao seu intenso uso para construção civil (MAMEDE *et al.*, 2007).

Rubiaceae quando em sua maior representatividade em um local indica um estágio de sucessão avançado de regeneração, devido ao sombreamento produzido pelo dossel ser um fator de influência na regeneração destas espécies tolerantes à sombra (GARCIA *et al.*, 2011).

Outra família que destacou-se nos parâmetros de importância foi Sapindaceae, com a espécie *Matayba elaeagnoides* Radlk.(camboatã-branco), considerado um indicador para florestas em estágio médio de regeneração florestal (LORENZI, 2009).

Guarea macrophylla Vahl é uma espécie considerada um excelente indicador de conservação para o ecossistema, bem como de estágios mais avançados de sucessão. A família Euphorbiaceae, segundo SOUZA *et al.*(2012) abrange muitas espécies ruderais, as quais adaptam-se bem em áreas degradadas, como no caso da espécie *Alchornea sidifolia* Sw. excelente indicadora dos estágios iniciais de sucessão.

O Índice de diversidade de Shannon-Wiener para o estudo foi de ($H' = 3,7$) que ao comparar com o levantamento de Tomasulo (2012) realizado na Serra do Itapeti se mostrou relativamente alto, sendo que nos estudos dele o valor foi ($H' =$ maior que 3,0). Neste estudo das 93 espécies identificadas, 62% estão classificadas como não pioneiras, 6% como pioneiras e 25% não foram classificadas.

Em relação às síndromes de dispersão, zoocórica apresentou uma maior frequência, representando 69% do total identificados, seguida por autocórica com 22% e anemocoria, 9%, a qual de acordo com Pereira *et al.* (2010) é um tipo de dispersão que ocorre principalmente entre as espécies em estágios iniciais de sucessão, como no caso das espécies *Aspidosperma parviflorum* A. DC., *Aspidosperma polyneuron* Mull., *Cedrela fissilis* Vell e *Dicksonia sellowiana* Hook., ambas presentes na área. Oliveira *et al* (2011) em Peruíbe encontrou 72,8% zoocóricas, 20% autocóricas e 6% anemocóricas. Demarchi (2010) em um trecho de Indaiatuba, as dispersões resultaram em 66%zoocóricas, 15% anemocóricas e 13% autocóricas. Diante disso, os dados corroboram com os níveis de dispersões propostos para a Mata Atlântica.

CONCLUSÕES

O estudo para conservação do Parque atua como fonte de propágulos para a restauração de outras áreas. Enfatizando a importância da flora da região, devido ao grande potencial para a produção de mudas de espécies nativas, estas que são utilizadas em projetos de recuperação ambiental.

REFERÊNCIAS

Barbosa LM, Shirasuna RT, Lima FC, Ortiz PRT. Lista de espécies indicadas para a restauração ecológica para diversas regiões do estado de São Paulo. CERAD. 2015.

Demarchi LO. Florística e Fitossociologia da comunidade arbustivo-arbórea em um trecho de floresta estacional semidecidual ribeirinha no município de Indaiatuba, SP. Disponível em: <[https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/118862/demarchi_lo_tcc_rcla.pdf?sequen ce=1&isAllowed=y](https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/118862/demarchi_lo_tcc_rcla.pdf?sequen%20ce=1&isAllowed=y) >. Acesso em: 10 de maio de 2019.

ECOFUTURO. Serra do Itapety: um breve resumo do plano de manejo. Disponível em: <<http://frepesp.org.br/wp-content/uploads/2016/10/reserva-botujuru-resumo-plano-de-manejo.pdf> >. Acesso em: 03 de março de 2019.

Fundação SOS Mata Atlântica; Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2014-2015. São Paulo. 2016. Disponível em: <http://mapas.sosma.org.br/site_media/download/atlas_2014-2015_relatorio_tecnico_2016.pdf >. Acesso em: 15 de fevereiro de 2019.

Garcia C, Reis MGF, Reis GGDos, Pezzopane JEM, Lopes HNS, Ramos CD. Regeneração Natural de Espécies Arbóreas em Fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana, no Domínio da Mata Atlântica, em Viçosa, MG. *Ciência Florestal*, Santa Maria. 2011; 21(4): 677-688.

IUCN, União Internacional para Conservação da Natureza. Red List of Threatened Species. Disponível em: <<http://www.redlist.org>>. Acesso em: 15 de março de 2019.

Lorenzi H. Árvores brasileiras. Plantarum, Nova Odessa. 2009; v. 3, 384 p.

Mamede MCH, Souza VC, Prado J, Barros De.F, Wanderley MGL, Rando JG. (Orgs.) Livro vermelho das espécies vegetais ameaçadas de extinção no estado de São Paulo. São Paulo, Instituto de Botânica. 2007; 165p.

Morini MSDC, Miranda VFODE. Serra do Itapeti: aspectos históricos, sociais e naturalísticos. Bauru: Canal6. 2012.

Oliveira RJ, Mantovani W, Melo MMRF. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo da Floresta Atlântica de encosta, Peruíbe-SP. *Acta Botanica Brasílica*. 2001; 15: 391-412.

Nascimento PDo, Silva GADa, Silva AGDa, Barbosa ALA, López VHSDeM. Avaliação da densidade populacional e regeneração natural do palmito juçara (*Euterpe edulis* Mart.) no município de São João Evangelista, MG. Revista Agrogeoambiental, Pouso Alegre. 2016; 8(2): 73-83.

Pereira IM, Botelho AS, Berg EVD, Oliveira-Filho ATD, Machado ELM. Caracterização ecológica de espécies arbóreas ocorrentes em ambiente de mata ciliar, como subsídio à composição de áreas alteradas nas cabeceiras do Rio Grande, Minas Gerais, Brasil. Ciências Florestal, Santa Maria. 2010; 20(2): 235-253.

Shepherd GJ. FITOPAC 2.1., Departamento de Botânica, UNICAMP. 2010.

Souza AL, Boina A, Soares CPB, Vital BR, Gaspar RO, Lana JM. Estrutura fitossociológica, estoques de volume, biomassa, carbono e dióxido de carbono em Floresta Estacional Semidecidual. Revista Árvore. 2012; 36(1): 169-179.

Tomasulo PLB. Flora fanerogâmica da Serra do Itapeti. Páginas 107-125 in: Morini MSC, Miranda VFO. Serra do Itapeti: aspectos históricos, sociais e naturalísticos. Bauru: Canal6. 2012.

PRIMEIRA IMPRESSÃO DA REVEGETAÇÃO DE UMA ÁREA DEGRADADA DE CERRADO PELA UTILIZAÇÃO DE *TOPSOIL*

Bárbara Rúbia da Silveira¹; Júlia Marques Nascimento¹; Alessandra Rodrigues Kozovits¹; Maria Cristina T. B. Messias¹; Thaíse de Oliveira Bahia¹.

RESUMO: Este estudo foi realizado em uma área de cerrado degradada por empréstimo de solo onde os horizontes A e B foram retirados e destinados à construção da barragem da usina hidrelétrica de Emborcação. Para acelerar o processo de restauração pode-se utilizar a técnica de nucleação, que criam pequenos habitats dentro da área degradada promovendo a heterogeneidade ambiental e o recrutamento de novas espécies. Este estudo visa avaliar a eficiência da transposição de fina camada de *topsoil* retirado de fragmentos florestais do entorno das áreas degradadas. O experimento foi instalado em 3 blocos casualizados, com 108 parcelas 1m², sendo 36 parcelas por bloco, com 3 tratamentos diferentes: 12 parcelas com *topsoil*, 12 parcelas controle, e 12 parcelas com capina. Registraram-se mensalmente a abundância e riqueza de todos os regenerantes que apresentaram mais de 2 pares de folhas definitivas. A abundância e riqueza dos regenerantes foram maiores nas parcelas experimentais receptoras de *topsoil* do que observado nos outros tratamentos. Após 5 meses de instalação dos experimentos foram registrados 880 indivíduos. A maior parte dos regenerantes é de espécies arbustivas e herbáceas típicas de cerrado, pioneiras, pertencentes principalmente às famílias Fabaceae, Malvaceae, Rubiaceae e Asteraceae. Desta forma, observa-se que, no estágio inicial da sucessão nas áreas degradadas, a adição de *topsoil* favorece uma rápida cobertura do solo e formam a base para a sucessão secundária. A fina camada de *topsoil* depositada sobre o horizonte C, entanto, pode revelar-se condição desvantajosa para espécies mais sensíveis à seca, o que será avaliado nos próximos seis meses.

Palavras chave: Regeneração natural; Técnica de nucleação; Regenerantes.

INTRODUÇÃO

Áreas de empréstimo representam distúrbios recorrentes no cerrado e geralmente são utilizadas para obras de infraestrutura (ALVES e SOUZA, 2008). Essas áreas perdem sua cobertura vegetal nativa que é eliminada juntamente com chuva de sementes, banco de plântulas e a capacidade de rebrota (RODRIGUES et al. 2007).

¹ Programa de Pós-graduação em Ecologia de Biomas Tropicais
Departamento de Biodiversidade, Evolução e Meio Ambiente do Instituto de Ciências Exatas e Biológicas.
Universidade Federal de Ouro Preto

Ocorre também a perda dos horizontes orgânicos do solo, criando condições que dificultam a regeneração natural do ecossistema devido à baixa resiliência (CHADA et al. 2004). Nestas condições, processos convencionais de recuperação de áreas degradadas tais como plantio de mudas em covas, muitas vezes, resultam em baixa taxa de sobrevivência e diversidade de espécies, apresentam poucas formas de vida e a regeneração ocorre em um processo lento (SOUZA et al. 2004).

Para acelerar o processo de restauração ambiental, técnicas de nucleação têm sido testadas (BECHARA, 2003). A proposta é criar pequenos habitats (núcleos) dentro da área degradada facilitando a heterogeneidade ambiental, favorecendo o recrutamento de espécies, aumentando bancos de sementes no local, e a chegada de novas espécies da flora, propiciando o processo de restauração ecológica (VIEIRA, 2004, REIS et al. 2010). A transposição de camadas de solo superficial (*topsoil*) retiradas de áreas de referência é uma das técnicas de nucleação mais eficientes, especialmente onde as camadas orgânicas do solo foram perdidas. Entretanto, na maioria das vezes, volumes de *topsoil* suficientes para o recobrimento de extensas áreas degradadas não estão disponíveis. Desta forma, apenas finas camadas de *topsoil* podem ser usadas para o estabelecimento dos núcleos, o que pode comprometer a eficiência desse método. Este estudo visa avaliar a eficiência da transposição de fina camada *topsoil* retirado de fragmentos florestais do entorno da área degradada (área de empréstimo para a construção da usina hidroelétrica de Emborcação). Espera-se que com a adição de *topsoil* ocorra aumento da abundância e riqueza de regenerantes durante a estação chuvosa.

MATERIAL E MÉTODOS

Este estudo foi realizado em uma área de Cerrado em Catalão (GO) (18°28'36.4"S e 47°59'05.1"W), onde os horizontes A e B do solo foram retirados e destinados à construção da barragem da usina hidrelétrica de Emborcação. A área degradada pelo empréstimo de solo corresponde à 2,39 km², e é cercada por alguns fragmentos de vegetação em diferentes graus de perturbação.

A área de estudo foi dividida em três blocos. Em cada bloco foram instalados três tratamentos (12 parcelas 1m² em blocos casualizados), totalizando 36 parcelas por blocos (108 parcelas 1m² no total). O primeiro tratamento recebeu a adição de *topsoil* após capina manual para retirada da cobertura vegetal. Para isso, foi adicionado cerca de 10 cm de solo da região e de 10 cm de *topsoil* oriundo dos fragmentos florestais do entorno. O segundo tratamento recebeu somente capina manual para retirada da cobertura vegetal. E o terceiro tratamento constituiu-se de parcelas delimitadas sem nenhuma intervenção para controle. Estas se se apresentavam com pouca ou nenhuma cobertura de espécies vegetais, que são na sua maioria herbáceas.

Em todas as parcelas foram realizadas observações mensais. Para a avaliação da abundância todos os indivíduos que se encontravam nas parcelas e apresentavam mais de um par de folhas eram contados, marcados e numerados. Foram também anotadas todas as observações sobre as espécies ocorrentes, como o estado fenológico,

características das plantas, ocorrência no entorno das parcelas, odor, presença de látex e outros caracteres importantes para a identificação e herborização das espécies, e também realizadas coletas de partes das plantas para a identificação botânica e formação da coleção de referência herborizada.

A identificação taxonômica foi realizada por meio de análises morfológicas ao olho nu ou microscópio estereoscópico, pelo uso de referências bibliográficas e por comparação com espécimes depositados no Herbário Professor José Badini, UFOP.

Para verificar se o *topsoil* contribui na riqueza e abundância de regenerantes foi construída o GLM em que a variável explicativa foi o tratamento e as variáveis respostas foram à abundância e a riqueza. Todos os modelos foram construídos utilizando uma distribuição de erros adequada para cada variável resposta, de acordo com a crítica ao modelo Crawley (2007). Todas as análises foram realizadas no software R Core Team (2015).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram amostrados em 5 meses de experimentos 880 indivíduos pertencentes á 90 morfoespécie identificadas. Já foram identificadas plantas de 8 gêneros e 9 famílias. A maior parte dos regenerantes é de espécies arbustivas e herbáceas típicas de cerrado, pertencentes principalmente às famílias Fabaceae, Malvaceae, Asteraceae, Rubiaceae e Euphorbiaceae, e os gêneros mais abundantes foram *Sida*, *Stylosanthes*, *Zornia*, *Waltheria* e *Crotalaria*.

A abundância dos regenerantes foi maior nas parcelas experimentais receptoras de *topsoil* ($P < 0.001$, figura 1) em comparação com os outros tratamentos, em concordância com outros estudos (VIEIRA, 2004). A adição de *topsoil* em estágio inicial da sucessão favorece o recrutamento e o estabelecimento de espécies nativas e promove uma rápida cobertura do solo assim iniciando o processo de sucessão, pois estas espécies arbustivas e herbáceas típicas do cerrado são pioneiras e colonizadoras, formando a base para a sucessão secundária (BECHARA, 2006).

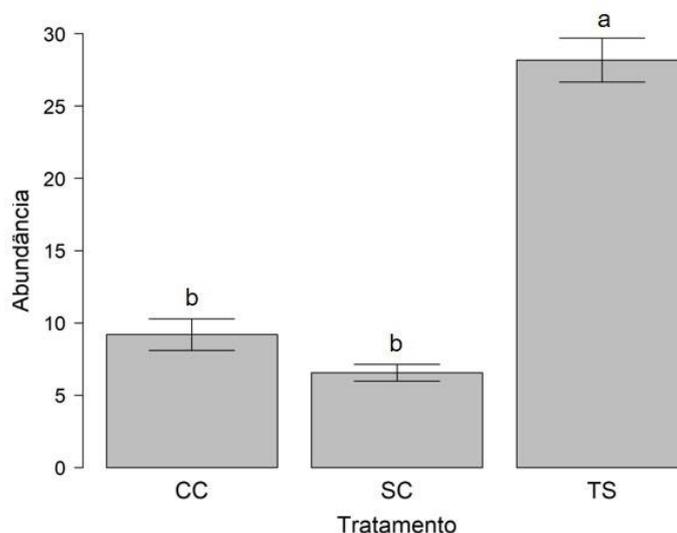


Figura 1 - Médias de abundância de plântulas em todos os tratamentos. Sendo: CC com capina; SC controle sem capina; TS recebedora de *topsoil*. Médias destacadas com letras diferentes diferem entre si a 5% de probabilidade.

O *topsoil* pode trazer consigo elevada quantidade de propágulos e facilitar o recrutamento de indivíduos também derivados da chuva de sementes do entorno. Nos primeiros 5 meses de estudo, verificou-se o estabelecimento de muitas espécies anuais, arbustivas e herbáceas, que iniciaram e finalizaram etapas de floração e frutificação.

A riqueza de indivíduos regenerantes também foi maior nas parcelas experimentais recebedoras de *topsoil* ($P < 0.001$, Figura 2) do que observado nos tratamentos de com capina e o controle. O *topsoil* também melhorou as condições físicas, químicas e biológicas do solo (maior fertilidade, matéria orgânica, microrganismos e banco de sementes), facilitando a germinação de sementes e o estabelecimento das plântulas (VIEIRA, 2004). Essas modificações podem favorecer diferentes espécies aumentando a riqueza.

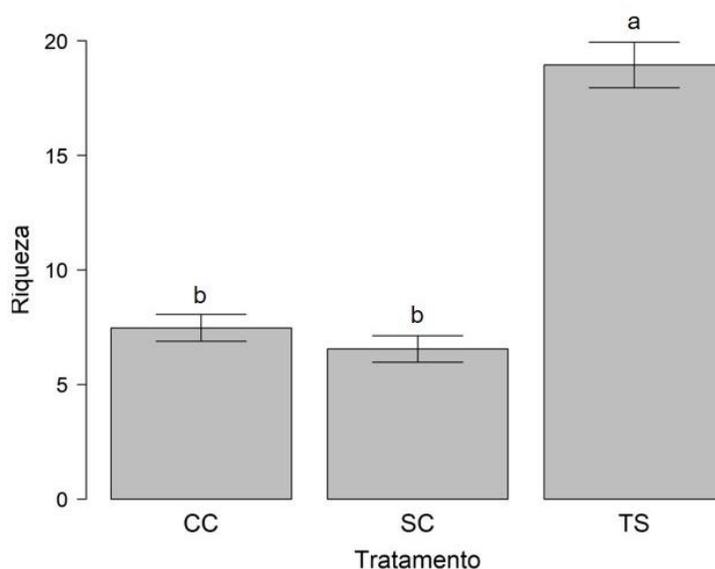


Figura 2 - Médias de riqueza de plântulas em todos os tratamentos. Sendo: CC com capina; SC controle sem capina; TS recebedora de *topsoil*. Médias destacadas com letras diferentes diferem entre si a 5% de probabilidade.

Para além da substituição gradativa esperada de espécies anuais, o estabelecimento da estação seca pode funcionar como filtro seletivo de espécies mais sensíveis ao estresse hídrico. A fina camada de *topsoil* depositada sobre o horizonte C na área degradada impõe limites ao crescimento radicular em profundidade, típico de espécies lenhosas de cerrado, o que pode dificultar a permanência de determinados grupos funcionais de espécies. Os próximos seis meses, estação seca, serão dedicados à observação desses eventos.

CONCLUSÕES

A utilização da técnica de transposição de *topsoil* contribuiu para o aumento da riqueza e abundância dos regenerantes no estágio inicial da sucessão demonstrando a eficiência dessa técnica de nucleação na recuperação de áreas de cerrado degradadas.

AGRADECIMENTOS

À Cemig/FAPEMIG (GT0602) pelo financiamento do projeto.

REFERÊNCIAS

Alves MC, Souza ZM. Recuperação de área degradada por construção de hidroelétrica com adubação verde e corretiva. *Revista Brasileira de Ciência do solo*. 2008; v.32: p.2505-2516.

Bechara FC. Restauração ecológica de restingas contaminadas por Pinus no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis SC. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Biologia Vegetal. UFSC, Florianópolis. 2003; 125p

Bechara FC. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga. Tese de Doutorado, Curso de Pós-Graduação em Recursos Florestais. ESALQ-USP, Piracicaba. 2006

Chada SS, Campello EFC, Faria SM. Sucessão vegetal em uma encosta reflorestada com leguminosas arbóreas em Angra dos Reis, RJ. *Revista Árvore*, 2004; v.28, p.801-809.

Franks SJ. Facilitation in multiple life-history stages: evidence for nucleated succession in coastal dunes. *Plant Ecology*. 2003; 168, p. 1-11.

Reis A, Bechara FC, Espindola MB, Vieira NK, Souza LL. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Natureza & Conservação*. 2003; 1 (1), p. 28-36, 85-92.

Reis A, Tres DR, Bechara FC. A nucleação como novo paradigma na restauração ecológica: espaço para o imprevisível. In: Simpósio sobre Recuperação de Áreas Degradadas com Ênfase em Matas Ciliares e Workshop sobre Recuperação de Áreas Degradadas no Estado de São Paulo: Avaliação da Aplicação e Aprimoramento da Resolução SMA 47/03, São Paulo. Anais. 2006.

Reis A, Tres DR, Bechara FC, Tres DR. Nucleation in tropical ecological restoration *Agric. (Piracicaba, Braz.)*. 2010 v.67, n.2, p.244-250.

Rodrigues GB, Maltoni KL, Cassiolato AMR. Dynamics of the subsoil regeneration in degraded áreas of Cerrado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. 2007; v. 11, n. 01, p. 73-80.

Souza FM, Batista JLF. Restoration of seasonal semideciduous forest in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. *Forest Ecology and Management*. 2004 196: 275-285.

Vieira NK. O papel do banco de sementes na restauração de restinga sob talhão de *Pinus elliottii* Engelm. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2004; 77p.

PRODUÇÃO DE MUDAS A PARTIR DO RESGATE DE PLÂNTULAS EM BANCO DE SEMENTES DO SOLO PARA PROJETOS DE RESTAURAÇÃO

Aurino Miranda Neto^{1,2}; Sebastião Venâncio Martins³; Kelly de Almeida Silva²

RESUMO: O objetivo deste trabalho é verificar a possibilidade de produzir mudas de espécies arbóreas nativas a partir do resgate de plântulas emergidas em banco de sementes do solo para serem utilizadas em projetos de restauração ecológica. Vinte amostras de banco de sementes do solo (0,25 x 0,30 x 0,05 m) de cada ambiente (floresta madura, floresta inicial, talhão de *Eucalyptus* sp., talhão de *Pinus* sp.), por época de amostragem (estação seca e estação chuvosa), foram transportados para casa de sombra, onde permaneceram sob condições favoráveis de germinação para as sementes. As plântulas emergidas foram resgatadas do banco de sementes e repicadas para sacos de plástico, produzindo as mudas, que foram avaliadas através do número de mudas produzidas e da taxa de sobrevivência. Foram produzidas 192 mudas referentes a época chuvosa e 119 referentes a época seca. Os resultados indicam que, em Floresta Estacional Semidecidual, mudas de espécies arbóreas nativas podem ser produzidas a partir do resgate de plântulas emergidas em banco de sementes do solo.

Palavras chave: Árvores nativas; Floresta Atlântica; repicagem.

INTRODUÇÃO

No mundo, cerca de dois bilhões de hectares de florestas degradadas necessitam de ações de restauração ecológica (STANTURF et al., 2014). Restauração ecológica é definida como o processo de auxiliar a recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído (SER, 2004). Esse auxílio a recuperação de um ecossistema busca iniciar o processo de sucessão ecológica ou retomar o desenvolvimento da sucessão quando esta se apresenta estagnada, por meio de diversas técnicas.

Uma técnica possível de ser aplicada e que ainda carece de estudos, é a utilização de mudas produzidas a partir do resgate de plântulas do banco de sementes do solo. São retiradas plântulas emergidas no banco de sementes do solo, que foi coletado em florestas cujo licenciamento ambiental autorizou a coleta como medida mitigadora de impacto ambiental, e colocados sob condições favoráveis de luz e umidade (casa de

¹ Programa de Pós-graduação em Ciência Florestal, Departamento de Engenharia Florestal, UFV.

² Instituto de Ciências Agrárias, UFU, Campus Monte Carmelo

³ Departamento de Engenharia Florestal, Laboratório de Restauração Florestal (LARF), UFV.

sombra e fornecimento de irrigação) para germinação das sementes presentes no banco. As plântulas emergidas no banco de sementes são repicadas para recipientes com substratos, formando mudas de espécies florestais, e colocadas para adaptação e desenvolvimento em viveiro com posterior utilização no plantio de áreas a serem restauradas.

Em comparação ao método tradicional de uso de sementes, o transplante de plântulas oriundas da germinação e emergência no banco de sementes do solo dispensa as etapas de coleta e beneficiamento de sementes. Estas etapas podem ser onerosas em função da falta de informações básicas como localização das matrizes, ponto de maturação dos frutos, técnica de beneficiamento, armazenamento e quebra de dormência. A confecção de mudas por meio do resgate das plântulas pode alavancar a baixa diversidade de espécies encontradas na maioria dos viveiros comerciais (BRITO e MARTINS, 2007; VIANI e RODRIGUES, 2007).

Portanto, esta técnica se mostra como mais uma alternativa de baixo custo para produção de grande diversidade de mudas de espécies florestais nativas para uso em restauração de ecossistemas degradados (CALEGARI et al., 2011).

Assim, este trabalho tem o objetivo de avaliar mudas de espécies arbóreas nativas produzidas a partir do resgate de plântulas do banco de sementes do solo coletados em quatro diferentes locais (floresta madura, floresta inicial, talhão de *Eucalyptus* sp., talhão de *Pinus* sp., ambos localizados no município de Viçosa, MG), e em duas épocas distintas (estação seca e estação chuvosa), para serem utilizadas em projetos de restauração ecológica de ecossistemas degradados. Além de responder a seguinte pergunta: É possível produzir mudas de espécies arbóreas nativas a partir do resgate de plântulas emergidas em banco de sementes do solo?

MATERIAL E MÉTODOS

As amostras de banco de sementes do solo foram coletadas em quatro diferentes locais (floresta madura, floresta inicial, talhão de *Eucalyptus* sp., talhão de *Pinus* sp.) situados no município de Viçosa, região da Zona da Mata de Minas Gerais, na Estação de Pesquisas Treinamento e Educação Ambiental (EPTEA) Mata do Paraíso (20°48'00" S e 42°51'00" O). A EPTEA Mata do Paraíso compreende um importante fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, domínio Floresta Atlântica, com cerca de 200 ha, pertencente a Universidade Federal de Viçosa, MG.

O trecho de floresta inicial (FI), encontra-se em processo de regeneração desde 1963, e pode ser considerado em estágio inicial a médio de sucessão, enquanto que o trecho de floresta madura (FM), neste mesmo período, sofreu somente exploração seletiva de madeira, constituindo um núcleo de floresta bem preservado, considerado em estágio avançado de sucessão (PINTO et al., 2008). Os talhões de *Eucalyptus* sp. (E) e de *Pinus* sp. (P) possuem cerca de 40 anos de idade, estão abandonados e localizados no interior do fragmento de floresta estacional semidecidual que compõe a EPTEA.

O clima na região é do tipo Cwb (Köppen), mesotérmico com verões quentes e chuvosos e invernos frios e secos. A temperatura média anual é de 19,3 °C e a precipitação pluviométrica média anual de 1.247 mm (ROCHA e FIALHO, 2010).

Em cada ambiente foram coletadas, aleatoriamente e com distância de pelo menos 5,0 m entre pontos de coleta, 20 amostras de banco de sementes do solo na época chuvosa (novembro de 2016 a abril de 2017) e 20 amostras na época seca (maio de 2017 a outubro de 2017), de dimensões 0,25 x 0,30 x 0,05 m, totalizando 80 amostras nos quatro locais, por época de amostragem.

As amostras do banco de sementes do solo foram transportadas para casa de sombra do Viveiro de Pesquisas na Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa, MG, onde foram alojadas em bandejas plásticas (0,25 x 0,30 x 0,05 m) mantidas em ambiente isolado de possíveis contaminações por propágulos externos, coberto por tela tipo sombrite 50% (casa de sombra). As amostras de cada época de coleta ficaram sob irrigação por aspersão programada durante o período de quatro meses.

As plântulas emergidas foram resgatadas do banco de sementes e repicadas para sacos de plástico de dimensões 14 x 20 cm, preenchidos por substrato composto pela mistura da proporção de 3,0 L de solo argiloso para cada 1,0 L de esterco bovino curtido e 10 g de superfosfato simples. As novas mudas foram dispostas no piso da casa de sombra, onde receberam irrigação por aspersão programada por um período de 60 dias.

O número de mudas produzidas e a porcentagem de sobrevivência, por tratamento, foram analisados comparando o valor esperado com o valor observado ($p < 0,05$), aplicando o teste G.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir do resgate de plântulas do banco de sementes do solo foram produzidas 192 mudas com o banco de sementes coletado na época chuvosa (com alta taxa de sobrevivência de 93,2%) e 119 mudas com o banco de sementes coletado na época seca (com baixa taxa de sobrevivência de 60%), totalizando 311 mudas produzidas e 43 mudas mortas.

As mudas produzidas apresentaram 19 espécies arbóreas nativas. Destas, 17 estavam presentes nas mudas provenientes do banco coletado na época chuvosa e 14 estavam presentes nas mudas provenientes do banco coletado na época seca (Tabelas 1).

A precipitação pluviométrica na época chuvosa registrou média mensal ($126,3 \pm 90,7$ mm) maior que na época seca ($20,2 \pm 19,7$ mm) ($p < 0,05$).

O resgate de plântulas, oriundas da germinação e emergência no banco de sementes do solo, para fins de produção de mudas de espécies arbóreas é uma técnica promissora de restauração de ecossistemas degradados (MARTINS et al., 2007). Os resultados encontrados confirmam esta afirmação, pois, foi possível a produção de um grande número de mudas de diversas espécies arbóreas nativas, e principalmente, espécies que não se encontram em viveiros comerciais de mudas nativas, como *Trema micranta*, *Cecropia hololeuca*, *Alchornea glandulosa* e *Solanum mauritianum*.

Destaque para *Trema micrantha*, espécie pioneira comum em banco de sementes de Florestas Estacionais Semidecíduais (MARTINS et al., 2008; SCHORN et al., 2013) e de áreas em restauração (SORREANO, 2002; FIGUEIREDO et al., 2014), onde a sua presença é importante para a cicatrização de florestas perturbadas e início da sucessão florestal em áreas degradadas (MARTINS, 2016).

Tabela 1 - Quantidade de mudas produzidas a partir do resgate de plântulas do banco de sementes do solo para cada ambiente e época de coleta do banco.

Espécie	Época chuvosa				Época seca				Total
	FM	FI	E	P	FM	FI	E	P	
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke							3		3
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	21			1	8			2	32
<i>Cecropia glaziovii</i> Snehl.	1		1						2
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	12	1	1	4	3	1			22
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	9								9
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	2			1					3
<i>Manihot pilosa</i> Pohl								1	1
<i>Nectandra</i> sp.	2			1				1	4
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong			1		1			1	3
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	8		1	1	1				11
<i>Solanum cernuum</i> Vell.	2		2	1	1		1		7
<i>Solanum leucodendron</i> Sendtn.				1					1
<i>Solanum lycocarpum</i> A. St.-Hil.	5			4	6	3			18
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	14	11	14	3	7	5	8		62
<i>Solanum paniculatum</i> L.				1					1
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	21	27	5	4	51	3	4	6	121
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	1								1
<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Spreng.) Vega & Dematteis	1	3	2	1			1		8
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	1						1		2
Total	100	42	28	22	78	12	18	11	311

Nota: FM: floresta madura; FI: floresta inicial; E: talhão de *Eucalyptus* sp.; P: talhão de *Pinus* sp.

A coleta do banco de sementes e produção das mudas realizadas na época chuvosa propiciou maior taxa de sobrevivência às mudas produzidas ($p < 0,05$). Entre os locais de coleta do banco de sementes, a floresta madura propiciou a produção de maior número de mudas a partir do resgate de plântulas do banco ($p < 0,05$) em relação aos demais locais, entretanto, para a taxa de sobrevivência das mudas não há diferença significativa ($p > 0,05$) entre os locais de procedência do banco de sementes (Figura 1).

A sobrevivência das mudas foi influenciada pela época de coleta e de produção das mudas, com maior taxa de sobrevivência na época chuvosa, possivelmente, em função das condições ambientais de maior precipitação pluviométrica e maior umidade neste período.

A disponibilidade de água pode variar no tempo e espaço, afetando a velocidade e qualidade do desenvolvimento de plântulas de espécies florestais (EVANS e EDWARDS, 2001). Quando há baixa disponibilidade de água, a taxa de crescimento pode diminuir, afetando vários processos metabólicos como a redução da fotossíntese e transpiração (PORTES et al., 2006). Em contrapartida, a excessiva disponibilidade de água pode reduzir o crescimento de raízes e da parte aérea das mudas, provocando a inibição da expansão das folhas e a senescência destas (SCALON et al., 2011).

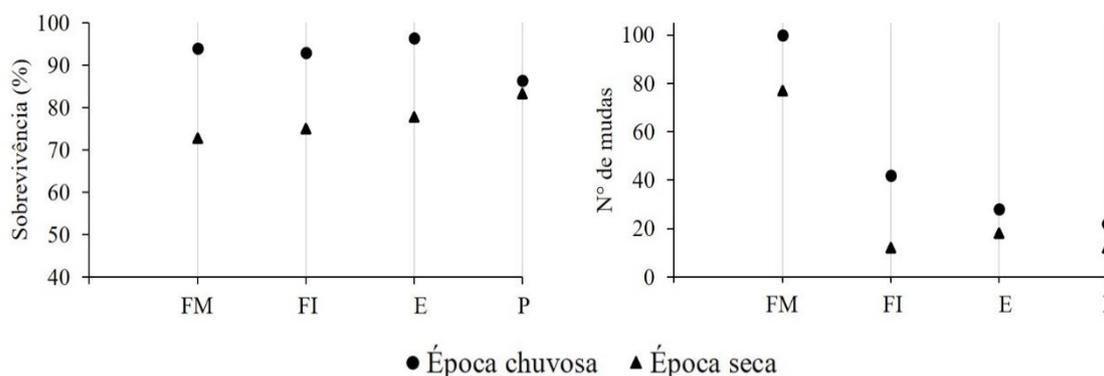


Figura 1 - Porcentagem de sobrevivência das mudas e número de mudas produzidas a partir do resgate de plântulas do banco de sementes do solo para cada época e ambiente de coleta do banco. FM: floresta madura; FI: floresta inicial; E: talhão de *Eucalyptus* sp.; P: talhão de *Pinus* sp.

Entre os locais de coleta do banco do sementes, a floresta madura forneceu o maior número de plântulas para a confecção das mudas, tanto na época chuvosa quanto na época seca. O número de espécies e indivíduos presentes no banco de sementes tendem a aumentar em função do estágio sucessional da floresta, aumentando do estágio inicial para estágios mais avançados (MA et al., 2011).

CONCLUSÕES

Os resultados indicam que mudas de espécies nativas podem ser produzidas a partir do resgate de plântulas emergidas em banco de sementes do solo e contribuir para aumentar a diversidade de espécies em projetos de restauração ecológica de ecossistemas degradados.

REFERÊNCIAS

Brito ER, Martins SV. Restauração de florestas inundáveis - Ipucas – na planície do Araguaia, Tocantins, por meio do resgate de plântulas de espécies arbóreas nativas. *Ação Ambiental*. 2007; 36: 20-21.

Calegari L, Martins SV, Busato LC, Silva E, Coutinho Junior R, Gleriani JM. Produção de mudas de espécies arbóreas nativas em viveiro via resgate de plantas jovens. *Revista Árvore*. 2011; 35(1): 41-50.

Evans JR, Edwards E. Nutrient uptake and use in plant growth. In: Net Ecosystem exchange CRC Workshop, 2001, Canberra. Proceedings. Canberra: Cooperative Research Centre for Greenhouse Accoting, 2001; p.75-81.

Figueiredo PHA, Miranda CC, Araujo FM, Valcarcel L. Germinação *ex-situ* do banco de sementes do solo de capoeira em restauração florestal espontânea a partir do manejo do sombreamento. *Scientia Forestalis*. 2014; 42(101): 69-80.

Lorenzi H. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil. Nova Odessa: Editora Plantarum, 2008. 384p.

Ma M, Zhou X, Du G. Soil seed bank dynamics in alpine wetland succession on the Tibetan Plateau. *Plant and Soil*. 2011; 346: 19-28.

Martins SV. Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. 4ª ed. Viçosa: Aprenda Fácil. 2016; 270p.

Martins SV, Almeida DP, Fernandes LV, Ribeiro TM. Banco de sementes como indicador de restauração de uma área degradada por mineração de caulim em Brás Pires, MG. *Revista Árvore*. 2008; 32(6): 1081-1088.

Martins SV, Busato LC, Calegari L, Ribeiro TM. A contribuição da ecologia florestal no desenvolvimento de modelos e técnicas de restauração florestal de áreas degradadas. *Ação Ambiental*. 2007; 36: 10-13.

Pinto SIC, Martins SV, Barros NF, Dias HC, Kunz SH. Influence of environmental variables on the shrub and tree species distribution in two Semideciduous Forest sites in Viçosa, Minas Gerais, Brazil. *Revista de Biología Tropical*. 2008; 56(3): 1557-1569.

Portes MT, Alves TH, Souza GM. Water deficit affects photosynthetic induction in *Bauhinia forficata* Link (Fabaceae) and *Esenbeckia leiocarpa* Engl. (Rutaceae) growing in understorey and gap conditions. *Brazilian Journal of Plant Physiology*. 2006; 18(4): 491-512.

Rocha VM, Fialho ES. Uso da terra e suas implicações na variação termohigrométrica ao longo de um transeto campo-cidade no município de Viçosa-MG. *Revista de Ciências Humanas*. 2010; 10(1): 64-77.

Scalon SPQ, Mussury RM, Euzébio VLM, Kodama FM, Kissmann C. Estresse hídrico no metabolismo e crescimento inicial de mudas de mutambo (*Guazuma ulmifolia* Lam.). *Ciência Florestal*. 2011; 21(4): 655-662.

Schorn LA, Fenilli TAB, Krüger A, Pellens GC, Budag JJ, Nadolny MC. Composição do banco de sementes no solo em áreas de preservação permanente sob diferentes tipos de cobertura. *Floresta*. 2013; 43(1): 49-58.

SER. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. Tucson: Arizona. 2004.

Sorreano MCM. Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas, com diferentes idades. 2002. 145 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. 2002.

Stanturf JA, Palik BJ, Dumroese K. Contemporary forest restoration: a review emphasizing function. *Forest Ecology and Management*. 2014; 331(1): 292-323.

Viani RAG, Rodrigues RR. Sobrevivência em viveiro de mudas de espécies nativas retiradas da regeneração natural de remanescente florestal. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 2007; 42(8): 1067-1075.

QUINTAIS AGROFLORESTAIS: ESTRATÉGIA PARA REABILITAÇÃO DE SOLOS DEGRADADOS NO SEMIÁRIDO NORTE MINEIRO

Cintia Dayrane Duarte Moreira¹; Letícia Renata de Carvalho¹; Nilza de Lima Pereira Sales¹; Ludmila Santos Saraiva¹; Rodrigo Magalhães Nunes¹.

RESUMO: A região norte de Minas Gerais é caracterizada por condições edafoclimáticas adversas à produção vegetal e que aliadas ao reduzido recurso para investimento na produção agrícola gera um cenário desafiador aos pequenos proprietários rurais. Desta forma, é comum a presença de áreas ociosas, com solo exposto e sujeito a processos erosivos. O objetivo deste trabalho foi verificar a eficiência de quintais agroflorestais como sistema produtivo e também como método de recuperação e/ou preservação do solo. Quintais agroflorestais implantados na região norte de Minas Gerais foram avaliados com relação à diversidade de espécies; à identificação das espécies mais frequentes, e desenvolvimento dos indivíduos. Os benefícios gerados pelos quintais foram descritos a partir de questionários aplicados aos moradores. Os dados foram analisados por meio de estatística descritiva. Os resultados obtidos denotam que os quintais agroflorestais apresentaram uma rica diversidade de espécies; com maior frequência para espécies pertencentes ao gênero *Citrus*. Os benefícios gerados, de forma geral, compreendem a melhoria na qualidade de vida camponesa; e a cobertura do solo contribuindo para a melhoria da sua qualidade e conservação.

Palavras chave: áreas degradadas; conservação do solo; diversidade.

INTRODUÇÃO

A região norte de Minas Gerais é caracterizada pelo clima semiárido com solos pobres, déficit hídrico e vegetação de transição entre o Cerrado, Caatinga e Mata Seca. Comunidades rurais que praticam a agricultura familiar enfrentam condições edafoclimáticas adversas, com destaque para período de estiagem prolongados; além da escassez de recursos para investimento na agricultura. Desta forma, é comum a ocorrência de áreas ociosas onde a escassez de vegetação expõe o solo a intempéries tornando-o sujeito à erosão eólica e hídrica. Essa situação pode contribuir para o

¹ Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais, Avenida Universitária, 1000, Universitário, CEP 39.404-547, Montes Claros, MG, Brasil.

processo de degradação do solo, embora em menor escala, quando comparado a outras atividades mais expressivas da região como a pecuária e a mineração.

A definição de métodos de recuperação de áreas de baixo custo e que sejam adequados às reais necessidades dos produtores rurais contribui para o sucesso dos programas de restauração ambiental. Neste contexto, os Sistemas Agroflorestais (SAF's) destacam-se pela diversificação de culturas, beneficiando o pequeno produtor, que passa a ter diferentes fontes de alimento para subsistência e comercialização; sendo indicado também para a recuperação de áreas, inclusive aquelas de preservação permanente seguindo a legislação pertinente (MARTINS, 2017). Dentre as modalidades de SAF's encontram-se os Quintais Agroflorestais (QAF's) que se caracterizam por ser uma área próxima da casa com presença de criadouros de pequenos animais e cultivos de espécies vegetais para inúmeros fins (OLIVEIRA *et al.*, 2015). Trata-se de uma prática encontrada em todas as regiões tropicais do mundo e tem como característica principal a grande diversidade de produção como: alimentos, ervas medicinais, fibras e outros produtos de uso na propriedade durante todo ano (DUBOIS *et al.*, 1996). Desta forma, os QAF's proporcionam segurança alimentar, renda, conforto e beleza paisagística, contribuindo para fixação do homem no campo, evitando o êxodo rural (BRITO *et al.*, 2000). Além disso, são de grande importância na conservação dos recursos naturais e da biodiversidade (SANTOS *et al.*, 2016).

Neste sentido, os objetivos desse trabalho compreendem a descrição da diversidade de espécies e do desenvolvimento dos indivíduos, bem como os benefícios gerados pelos quintais agroflorestais da Comunidade de Alegre, município de Grão Mogol, norte de Minas Gerais.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em quintais agroflorestais implantados ou enriquecidos no ano de 2016, em parceria com a Empresa Norflor Empreendimentos Agropecuários Ltda, na comunidade de Alegre, município de Grão Mogol – MG. As espécies para composição e/ou enriquecimento dos QAF's foram selecionadas de acordo com a adaptação às condições edafoclimáticas regionais, considerando também os interesses dos proprietários. Os dados descritos no presente estudo foram obtidos por meio de um senso para o levantamento da diversidade de espécies; da identificação daquelas mais frequentes, e do desenvolvimento dos respectivos indivíduos. O desenvolvimento refere-se à altura média dos indivíduos obtida por meio de trena de 5 metros. Os benefícios gerados pelos quintais foram descritos a partir de questionários aplicados aos moradores nos anos de 2017 e 2018. Os dados foram analisados por meio de estatística descritiva.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com relação à diversidade, considerando todos os quintais avaliados, foram encontradas 15 espécies distribuídas em 13 gêneros e 11 famílias. A espécie com maior

frequência foi *Citrus sinensis* (L.) Osbeck (Laranja), com 50 indivíduos apresentando altura média de 1,81 m (Tabela1); sendo que cada QAF apresentou em média cerca de 10 indivíduos (Figura 1). *Malpighia emarginata* DC. (Acerola) enquadrou-se como a segunda espécie em frequência com 15 indivíduos e altura média de 1,53 m; apresentando em média 2,4 indivíduos por QAF (Figura 1). A terceira espécie mais ocorrente foi *Mangifera indica* L. (Manga) com 11 indivíduos que apresentaram altura média de 1,74 m (Tabela 1); sendo que em cada QAF foi encontrado em média cerca de 2,2 indivíduos (Figura 1). Já as espécies *Plinia cauliflora* (Mart.) Kausel (Jabuticaba), *Morus nigra* L. (Amora) e *Psidium guajava* L. (Goiaba) foram encontradas, porém com número reduzido de indivíduos (Figura 1).

Estas espécies mais frequentes correspondem àquelas indicadas pelos proprietários para serem cultivadas nos quintais. De acordo com os moradores, os quintais promoveram melhorias na qualidade de vida, com ambiente mais agradável próximo as casas e futura contribuição para a segurança alimentar. Ainda segundo os questionários aplicados, os moradores observaram a cobertura do solo com a presença de matéria orgânica e mencionaram que o solo passou a permanecer úmido por tempo mais prolongado após as chuvas; ou seja, maior retenção da água de chuva. Segundo Moreira *et al.* (2017), a implantação dos quintais agroflorestais na comunidade de Alegre promoveu cobertura vegetal do solo nas áreas anteriormente descobertas. Desta forma, a substituição de áreas ociosas por Quintais Agroflorestais promoveu a melhoria da qualidade de vida camponesa e contribui com o processo de recuperação e conservação de solos degradados.

Tabela 1 - Espécies, número de indivíduos e altura média dos indivíduos (m) encontrados nos Quintais Agroflorestais da Comunidade de Alegre, Grão Mogol, norte de Minas Gerais.

Nome científico	Nome Popular	Número de indivíduos	Altura Média (m)
<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck	Laranja	50	1,81
<i>Malpighia emarginata</i> DC.	Acerola	15	1,53
<i>Mangifera indica</i> L.	Mangueira	11	1,74
<i>Plinia cauliflora</i> (Mart.) Kausel	Jabuticaba	9	1,25
<i>Citrus aurantifolia</i> (Christm) Swingle	Limão	7	1,67
<i>Morus nigra</i> L.	Amora	6	2,06
<i>Citrus nobilis</i> Lous	Tangerina	6	1,63
<i>Psidium guajava</i>	Goiaba	5	1,68
<i>Tabebuia spp.</i>	Ipê	3	1,86
<i>Annacardium occidentale</i> L.	Caju	3	1,85
<i>Annona muricata</i> L.	Graviola	2	2,65
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess	Pequi	2	2,67
<i>Ceiba speciosa</i> (A. ST-Hil.) Ravenna	Barriguda	1	0,308
<i>Punica granatum</i> L	Romã	1	2,75
<i>Azadirachta indica</i> A. Juss	Neem	1	3,50

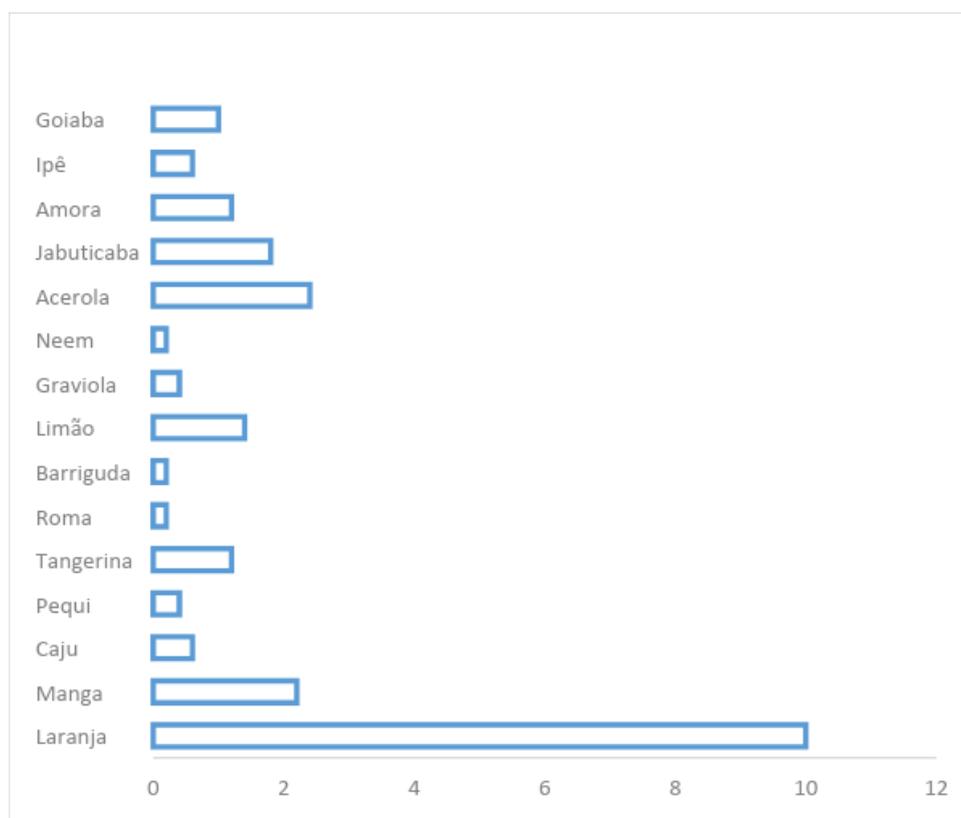


Figura 1 - Média de frequência das espécies mais observadas nos quintais agroflorestais.

CONCLUSÕES

Os Quintais Agroflorestais da Comunidade Rural de Alegre apresentaram uma rica diversidade de espécies; com maior frequência para aquelas pertencentes ao gênero *Citrus*.

Os benefícios gerados pelos quintais agroflorestais compreendem a melhoria na qualidade de vida dos proprietários e o processo de recuperação e de conservação do solo.

AGRADECIMENTOS

Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais, Campus de Montes Claros; Empresa Norflor Empreendimentos Agropecuários Ltda e Comunidade Rural de Alegre, município de Grão Mogol – MG.

REFERÊNCIAS

Brito MA, Coelho MF. Os quintais agroflorestais em regiões tropicais - unidades auto-sustentáveis. *Agricultura Tropical*. 2000; 4(1): 7-35.

Dubois JCL, Viana VM, Anderson A. Manual agroflorestal para a Amazônia. Rio de Janeiro, FEBRAF. 1996; v.1 228p.

Martins SV. Recuperação de Matas Ciliares. 2. ed. Viçosa: Aprenda Fácil, 2007. 255 p.

Moreira CDD, Carvalho LR, Souza CLL. Projeto Darcy Ribeiro: estratégias de fortalecimento da agricultura camponesa através de sistemas agroflorestais. Anais/Pró-Reitoria de Extensão, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte: PROEX/UFMG, 2017.

Oliveira CM, Silva RO, Almeida RHC. Diversificação produtiva, reprodução socioeconômica e mulheres no assentamento periurbano Mártires de Abril – Pará. *Belém: Nucleus*. 2015; 12(1): 253-266.

Santos ÍG, Souza PB, Previero CA. Quintais agroflorestais na percepção dos moradores do reassentamento Mariana, Tocantins. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*. 2016; 11(5): 95-102.

REGENERAÇÃO NATURAL DE UM FRAGMENTO DE CERRADO E DO SUB-BOSQUE DE DOIS CLONES DE *EUCALYPTUS*, ALIANÇA DO TOCANTINS-TO

Priscila Bezerra de Souza¹; Bruno Aurélio Campos Aguiar¹; Hygor Gomes de Almeida Sousa¹;
Bárbara Maria Martins Santos¹.

RESUMO: O objetivo desse trabalho foi caracterizar a regeneração natural de uma área de cerrado *sensu stricto* e o sub-bosque de dois povoamentos de *Eucalyptus urocam* e *Eucalyptus urograndis*, além de comparar a síndromes de dispersão de diásporos, a sucessão dos grupos ecológicos e a classificação em espécies peculiar e acessória. Esse estudo foi conduzido na zona rural do município de Aliança do Tocantins – TO, nos limites da propriedade privada Nossa Senhora Aparecida sob as coordenadas geográficas 11°46'25 S e 49°02'54 W. Nas três áreas estudadas obteve-se predominância de espécies zoocóricas (55,4%, 70% e 63%), seguidas das anemocóricas (37,5%, 20% e 29,6%) e por fim as autocóricas (7,1%, 10% e 7,4%), assimilando uma forte relação entre a fauna e a comunidade local. Quanto aos grupos ecológicos da classificação sussecional o grupo das pioneiras e secundárias iniciais foram os que se destacaram que juntas somaram 67,8% na (c.s.s), 70% na área (*E. uc*) e 69,6% na área (*E. ug*), caracterizando as áreas em estágio inicial de sucessão. Ao classificar as espécies em peculiar e acessória constatou que nas áreas estudadas prevaleceu a ocorrência das espécies consideradas exclusiva ou expressivamente do bioma Cerrado.

Palavras chave: Acessória ou peculiar; Caracterização ecológica; Grupos ecológicos; Síndromes de dispersão.

INTRODUÇÃO

O Bioma Cerrado se posiciona na região central do país, faz limite com a Mata Atlântica, a Floresta Amazônica, a Caatinga e o Pantanal. Abrangindo 13 estados brasileiros, sendo a savana mais rica em diversidade do mundo e o segundo maior Bioma do país, com uma extensão de 2.036.448 km², cerca de 22% do território nacional (BRASIL, 2019).

Um aspecto importante no estudo da ecologia do Cerrado refere-se à caracterização dos padrões de dispersão de diásporos nas suas fitofisionomias, sendo assim definida como a saída ou retirada dos diásporos da planta-mãe, tendo como vantagem impedir a mortalidade dos diásporos e plântulas, ocupando locais favoráveis

¹ Universidade Federal do Tocantins, *Campus* Gurupi, Gurupi-TO, Brasil.

para a germinação e sobrevivência das espécies dispersadas, constituindo-se em um processo de vital importância para o sucesso reprodutivo das espécies na comunidade vegetal (TRINDADE et al., 2007).

A regeneração natural depende fatores como clima, qualidade do solo e efeitos antrópicos não fornecem boas condições para o recrutamento das espécies nativas, interferindo assim na capacidade de regeneração do local. Nessas áreas, o recrutamento de novas espécies depende do banco de sementes, que pode já ser existente na área e de sementes dispersas por animais ou pelo vento (CHAZDON, 2012).

Diversos trabalhos recentes indicam o papel das plantações do gênero *Eucalyptus* na promoção da regeneração natural da vegetação nativa em seu sub-bosque, no Brasil e em outras partes do mundo (ONOFRE et al., 2010).

Portanto, objetivou-se caracterizar a regeneração natural de uma área de cerrado *sensu stricto* e do sub-bosque de dois clones do gênero *Eucalyptus*, além de comparar as síndromes de dispersão dos diásporos, a sucessão dos grupos ecológicos e caracterizar as espécies vegetais em peculiar e acessória a fim de avaliar o papel da floresta nativa e plantada na conservação e restauração da biodiversidade do Cerrado.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em três áreas experimentais distintas no período de abril a maio de 2015, uma área de regeneração natural de cerrado *sensu stricto* (c.s.s) e outras duas áreas de sub-bosque de clones de *Eucalyptus*, ambos com seis anos de idade e espaçamento entre linhas de 2x3m, sendo um deles um povoamento de *Eucalyptus urocam* (*E. uc*) e o outro um povoamento de *Eucalyptus urograndis* (*E. ug*), sob coordenadas geográficas 11°46'25 S e 49°02'54 W, município de Aliança do Tocantins, TO.

Foi realizado um inventário florestal nas três áreas de estudo, onde utilizou-se o método de amostragem de área fixa e a vegetação foi avaliada quantitativamente através do método de parcelas Mueller-Dombois e Ellenberg (1974). Foram instaladas aleatoriamente três parcelas amostrais em cada uma das áreas experimentais com dimensões de 20x50 m cada, perfazendo um total em cada área de 3000 m² de área amostral, onde foram amostrados todos os indivíduos com altura \geq a 1 m e \leq a 3 m e circunferência na altura do solo (CAS) \geq a 10 cm.

A identificação taxonômica das espécies foi realizada *in loco* e por meio de comparações com o material do Herbário da UFT, *campus* de Porto Nacional, literatura especializada Silva Júnior (2009, 2012) além de consultas a especialistas. O sistema de classificação adotado foi o Angiosperm Phylogeny Group III (APG III, 2009) e a utilização dos binômios específicos foi baseada na Lista de Espécies da Flora do Brasil (FLORA DO BRASIL, 2019).

As espécies amostradas foram classificadas quanto às síndromes de dispersão de diásporos seguindo os critérios propostos por Pijl (1982) em zoocóricas, autocóricas e anemocóricas. Quanto a sucessão ecológica, seguiu-se os critérios de Gandolfi et al. (1995), classificando-as em pioneiras (P), secundárias iniciais (Si) e secundárias tardias

(St) e não identificadas (Ni). A classificação das espécies em acessória e/ou peculiar foi embasada nos critérios propostos por Rizzini (1963), além de consultas a literaturas especializadas (SOUZA et al., 2010; SILVA JR., 2012).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As três áreas avaliadas no presente estudo apresentaram comportamento semelhantes para as síndromes de dispersão. Na área de (c.s.s) do total de 56 espécies identificadas 31 (55,4%) apresentaram síndrome de dispersão zoocórica, 21 (37,5%) apresentaram síndrome de dispersão anemocórica e 4 (7,1%) síndrome de dispersão autocórica. Esses resultados corroboraram com o estudo realizado por Ferreira et.al (2017) em áreas de cerrado no Estado do Tocantins, onde 62,33% das espécies apresentaram síndrome de dispersão zoocória, 33,76% anemocórica e 3,91% autocórica.

Das 20 espécies encontradas na área (*E. uc*) 14 (70%) das espécies apresentaram síndrome de dispersão zoocórica, 4 (20%) síndrome de dispersão anemocórica e 2 (10%) apresentaram síndrome de dispersão autocórica. Na área (*E. ug*) de um total de 27 espécies presentes, 17 (63%) apresentaram síndrome de dispersão zoocórica, 8 (29,6%) apresentaram síndrome de dispersão anemocórica e 2 (7,4%) foram classificadas como autocórica.

Dados estes que corroboraram com os resultados encontrados por Seubert et al. (2017) onde constataram que 73,8% das espécies regenerantes em sub-bosque de *Eucalyptus grandis* em diferentes períodos de abandono no município de Brusque – SC, foram classificadas como zoocóricas e 26,2% em anemocóricas.

Na área (c.s.s) do total de 56 espécies registradas 19 (33,9%) foram classificadas como pioneiras, 19 (33,9%) como secundárias iniciais, 13 (23,2%) em secundárias tardias e 5 (8,9%) não foram identificadas. Das 20 espécies amostradas na área de (*E. uc*), 5 (25%) foram classificadas como pioneiras, 9 (45%) como secundárias iniciais, 2 (10%) como secundárias tardias e 4 (20%) não foram identificadas. Na área (*E. ug*) do total de 27 espécies encontradas 9 (33,3%) foram classificadas como pioneiras, 7 (25,9%) como secundárias iniciais, 4 (14,8%) como secundárias tardias e 7 (25,9%) não foram identificadas.

Segundo Gómez-Pompa e Vásquez-Yanez (1981), as espécies pioneiras alteram o ambiente, basicamente, em três modos: transferem grande parte dos nutrientes disponíveis no solo para a biomassa; contribuem para a elevação do teor de matéria orgânica no solo, resultando em considerável desenvolvimento da estrutura do solo; e modificam as condições microclimáticas nos estratos de crescimento das mudas e árvores, através da redução das flutuações térmicas e aumento da umidade relativa atmosférica.

Seguindo os critérios de classificação das espécies em peculiares do cerrado e/ou acessórias, na área (c.s.s) do total de 56 espécies identificadas 30 (53,6%) foram classificadas como peculiares e 26 (46,4%) em acessória. Na área (*E. uc*) do total de 20 espécies encontradas 12 (60%) foram classificadas como peculiares e 8 (40%) em acessória. Do total de 27 espécies presentes na área (*E. ug*) 15 (55,6%) foram

consideradas como espécies peculiares e 12 (44,4%) em acessória. Dados esses que corroboraram com os analisados em um sub-bosque de *Eucalyptus grandis*, Bom Despacho – MG isso porque das 39 espécies identificadas 27 foram classificadas como peculiares e as demais como acessória, demonstrando que as áreas experimentais amostradas estão em processo inicial de regeneração natural (SAPORETTI JUNIOR et al., 2003).

Ao realizar um levantamento florístico em Paraopeba – MG, Souza et al., (2008) encontrou resultados contrários ao do presente estudo, onde 78 das espécies identificadas apenas 13 (17%) foram classificadas como peculiar e 65 (83%) em acessória. Segundo Rizzini (1963) leva a crer que independentemente da sua origem florística, tanto o Cerrado quanto os outros biomas trocaram espécies ao longo do processo de adaptação da flora, sendo esse processo mais evidente nas áreas ecotonais. Floristicamente, os cerradões são mais parecidos às formações florestais do que aos cerrados *sensu stricto* e poderiam formalmente ser classificados como um subtipo dessas formações florestais (SOUZA et al., 2008).

CONCLUSÕES

A síndrome de dispersão zoocórica foi a que se destacou nas três áreas experimentais avaliadas demonstrando que a fauna está sendo o principal vetor de dispersão dos propágulos responsáveis pelo maior percentual de regeneração natural do sub-bosque e que os regenerantes encontrados no presente estudo e nas áreas comparadas proporcionam um refúgio para a vida da fauna silvestre local.

A classificação dos grupos ecológicos obtiveram predominância das espécies nos estágios iniciais de sucessão ecológica fato este notado nas três áreas experimentais avaliadas sendo elas representadas pelo grupo das pioneiras e secundárias iniciais. Dessa forma pode-se inferir que as áreas estudadas devem ser conservadas e preservadas, pois estão em franco processo de regeneração natural.

Observou-se que a maior parte das espécies amostradas nas três áreas experimentais foram classificadas como peculiares, podendo-se afirmar então que a maioria das espécies encontradas ocorreram de forma exclusiva ou são expressivamente do bioma cerrado, requerendo uma maior atenção para a conservação e preservação dessas espécies, principalmente a área de (c.s.s) por se tratar de uma área de reserva legal e estar convindo como fonte de propágulo para as áreas (*E. uc*) e (*E. ug*).

REFERÊNCIAS

APG – Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. Botanical Journal of the Linnean Society, 2009; 161(1): 105-121.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Bioma Cerrado - 2019. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>>. Acesso em: 28 fev. 2019.

Chadzon RL. Regeneração de florestas tropicais Tropical forest regeneration. 493 Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi de Ciências Naturais, 2012; 7(1): 195-218.

Ferreira RQS, Camargo MO, Teixeira PR, de Souza PB, Viana RHO. Uso potencial e síndromes de dispersão das espécies de três áreas de cerrado sensu stricto, Tocantins. Global Science And Technology, 2017; 9(3):73-86.

FLORA DO BRASIL – LISTA DE ESPÉCIES DA FLORA DO BRASIL. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2019/>>. Acesso em: 23 dezembro 2018.

Gandolfi S, Leitão Filho HF, Bezerra CLF. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo arbórea de uma floresta semidecídua no município de Guarulhos, SP. Revista Brasileira de Biologia, 1995; 55(4): 753-767.

Gómez-Pompa A, Vásquez - Yanez C. Successional studies of a rain forest in Mexico. In: West DC, Shugart HH, Botkin DB. Forest Succession: concepts and application. New York: Springer-Verlag Press, 1981;1:247- 266.

Mueller-Dombois D, Ellenberg H. Aims and methods of vegetation ecology. New York: J. Wiley. 1974. 547.

Onofre FF, Engel VL, Cassola H. Regeneração natural de espécies da Mata Atlântica em sub-bosque de *Eucalyptus saligna* Smith. em uma antiga unidade de produção florestal no Parque das Neblinas, Bertioga, SP. Scientia Forestalis, 2010; 38(85): 39-52.

Pijl VDL. Principles of dispersal in higher plants. 3 ed. Springer Verlag, New York, 1982.153p.

Rizzini CT. A flora do Cerrado: análise florística das savanas centrais Simpósio sobre o Cerrado. São Paulo Edgard Blucher, EDUSP. 1963: 117-125. 10p.

Saporetto Jr AW, Meira Neto JAA, Almado R. Fitossociologia de sub-bosque de cerrado em talhão de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden no município de Bom Despacho – MG. Revista Árvore, 2003; 27(1): 905-910.

Seubert RC, Maçaneiro JP, Amândio Schorn L, Sebold DC. Regeneração natural em diferentes períodos de abandono de áreas após extração de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden, em argissolo vermelho-amarelo álico, em Brusque, Santa Catarina. Ciência Florestal, 2017; 27(1): 1-19.

SILVA JR MC, dos Santos GC. 100 árvores do cerrado - sentido restrito: guia de campo. Brasília – DF. Ed. Rede de sementes do Cerrado. 2012; 304 p.

Souza PB, Alves JA, Silva AF, Souza AL. Composição florística da vegetação arbórea de um remanescente de cerrado, Paraopeba, MG. *Revista Árvore*, 2008; 32(4): 781-790.

Souza PB, Saporetti Júnior, Soares MP, Viana RHO, Camargo VL, Meira Neto JAA. Florística de uma área de cerrado na floresta nacional de Paraopeba – Minas Gerais. *Revista Cerne*, 2010; 16(1): 86-93.

Trindade NPO, Zanzini ACS, Santiago WTV. Síndromes de dispersão em um gradiente de Cerrado lato sensu no Estado do Tocantins. *Revista Brasileira de Biociências*, 2007; 5(1): 897-898.

REGENERAÇÃO NATURAL EM AMBIENTES DE DEPÓSITO DO REJEITO DA BARRAGEM DE FUNDÃO E EM ECOSISTEMA DE REFERÊNCIA, MARIANA, MG

Aline Pilocelli¹, Sebastião Venâncio Martins^{1*}, Diego Balestrin¹, Fabio Haruki Nabeta²,
Leonardo Ferreira da Silva²

RESUMO: Através de convênio entre a Fundação Renova e o Laboratório de Restauração Florestal da UFV, realizou-se avaliação da composição florística da regeneração natural em ambientes sob influência ou não do rejeito transportado e depositado pelo rompimento da barragem de Fundão em Mariana, MG. Avaliações foram realizadas em três ambientes contíguos: 1) regeneração natural sobre rejeito (RNR), 2) plantio de mudas espécies nativas em pastagem sobre rejeito (PMR) e 3) floresta nativa não atingida pelo rejeito (FN). Alocou-se 30 parcelas fixas de 2x2 m em cada área, todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com altura ≥ 30 cm e CAP ≤ 30 cm foram identificados e medidos em altura total e diâmetro ao nível do solo. Calculou-se os índices de Shannon (H') e Equabilidade de Pielou (J'). No RNR, registraram-se 87 indivíduos, 37 espécies e 17 famílias botânicas. No PMR, amostrou-se 37 indivíduos, 2 espécies e 2 famílias. Em FN encontrou-se 345 indivíduos, 62 espécies e 28 famílias. Para os índices de diversidade obteve-se: (H')=3.421 e (J')=0.904 para RNR; (H')=1.646 e (J')=0.569 para PMR e; (H')=3.250 e (J')=0.784 para FN. As análises indicaram em PMR (mais distante da floresta nativa), que plantar mudas foi realmente necessário devido à baixa densidade e diversidade da regeneração natural, devendo o mesmo ser monitorado quanto a necessidade de novas intervenções de enriquecimento. Para RNR (adjacente à floresta nativa), o enriquecimento em diversidade tende a ocorrer naturalmente, não sendo necessárias intervenções. Este estudo permite inferir que análise da regeneração natural é um bom indicador para avaliação da restauração florestal nas áreas atingidas pelo rejeito na região de Mariana, MG.

Palavras chave: Restauração Florestal; Ecossistema de Referência; Indicadores de Restauração.

INTRODUÇÃO

¹A restauração florestal consiste na criação de condições e processos ecológicos para a formação de um ecossistema florestal com alta diversidade regional. Para isso, torna-se necessário o uso de espécies vegetais nativas de determinada área, bacia hidrográfica e bioma. Pode ser realizada de diferentes formas e com a utilização de

¹Laboratório de Restauração Florestal, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, Brasil; ²Fundação Renova. Belo Horizonte, MG, Brasil, *Autor para correspondência. E-mail: venancio@ufv.br

variadas técnicas, que podem também ser utilizadas de forma exclusiva, ou em conjunto, dependendo das condições ambientais do local, tipo de distúrbio, bem como da intensidade do mesmo e condições da paisagem na qual a área está estabelecida (MARTINS, 2014).

Caso a degradação não tenha sido de alta intensidade e o banco de sementes do solo ainda permaneça viável, e/ou houver fontes de propágulos próximos, a regeneração natural pode ser uma alternativa viável para a restauração florestal (MARTINS, 2016, 2018). Diante disso, ultimamente está sendo muito debatido sobre a real necessidade de intervir numa área impactada ou deixar que a restauração aconteça de forma passiva, e com isso reduzir custos (HOLL, 2011). No entanto, “também são escassos experimentos visando catalisar os processos naturais de regeneração” (DURIGAN e ENGEL, 2016).

Neste contexto, este estudo visou avaliar a composição florística da regeneração natural em duas áreas sob influência do rejeito da barragem de Fundão e um ecossistema de referência (trecho de Floresta Estacional Semidecidual não atingido pelo rejeito), em Mariana, MG.

MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada em áreas impactadas ou não pelo rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, no município de Mariana (20° 22' 40" S e 43° 24' 58" O), Estado de Minas Gerais, Sudoeste do Brasil, dentro dos limites da Área I de atuação da Fundação Renova.

As avaliações foram realizadas em três ambientes contíguos: 1) área com regeneração natural sobre rejeito (RNR), 2) área com plantio de mudas espécies nativas em pastagem sobre rejeito (PMR) e 3) área de floresta nativa não atingida pelo rejeito (FN) (Figura 1).

Em cada ambiente foram alocadas de forma sistemática 30 parcelas permanentes 2 X 2 m, espaçadas em 5 m, distribuídas em 2 linhas de 100 m com 15 parcelas em cada linha (Figura 2).

As avaliações foram realizadas através da medida e identificação de todos os indivíduos arbóreos regenerantes com altura igual ou superior a 0,30 m e circunferência a altura de 1,30 m do solo ($CAP \leq 30$ cm). Para as medições de altura total e diâmetro ao nível do solo foram utilizados trena a *laser* e paquímetro digital.

O material botânico eventualmente não identificado no campo foi coletado e levado para consulta ao herbário VIC da Universidade Federal de Viçosa- MG.

Foram calculados os valores de Diversidade de Shannon (H') e Equabilidade de Pielou (J'), conforme Brower & Zar (1984), para cada área. Para os cálculos destes índices foi utilizado o software Fitopac 2.1 (Shepherd, 2010).

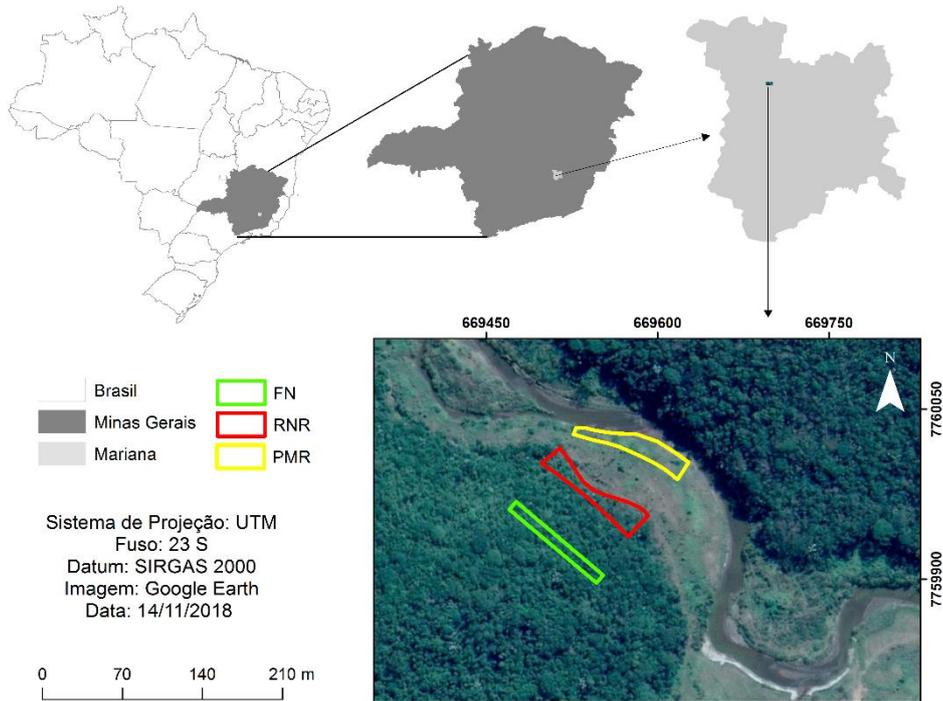


Figura 1 - Localização dos ambientes de estudo em Mariana, MG.

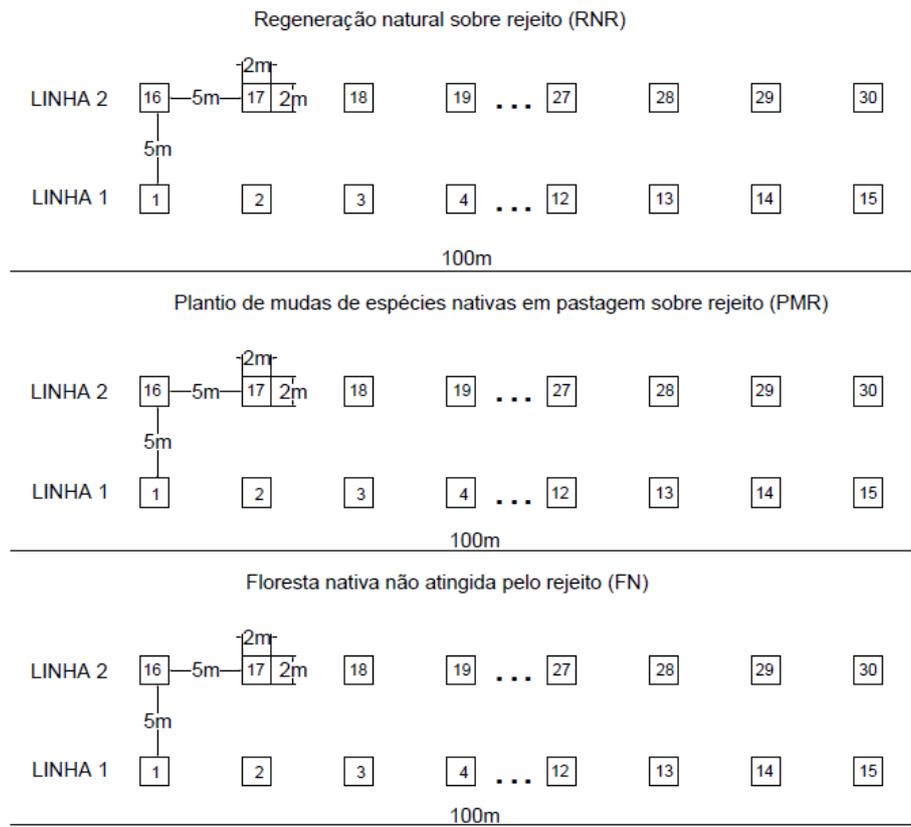


Figura 2 - Croqui do dimensionamento das parcelas nas áreas de estudo.

A classificação das espécies seguiu o sistema proposto pelo *Angiosperm Phylogeny Group IV* (APG IV, 2016) e para confirmação dos autores dos nomes científicos foi consultada a Lista de Espécies da Flora do Brasil (<<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao todo foram amostrados 469 indivíduos, pertencentes a 31 famílias, 84 espécies, e 2 indivíduos indeterminados. Dentre estes, 37 indivíduos, 2 espécies e 2 famílias botânicas pertencem à área de plantio de mudas em pastagem sobre rejeito (PMR); 87 indivíduos, 37 espécies e 17 famílias se encontram na área de regeneração natural sobre rejeito (RNR) e; 345 indivíduos, 62 espécies e 28 famílias no ecossistema de referência (FN) (Tabela 1).

Tabela 1 – Composição florística das três áreas de estudo em Mariana, Minas Gerais.

Parâmetros	FN	RNR	PMR
Nº Indivíduos	345	87	37
Nº Espécies	62	37	2
Nº Famílias	28	17	2

Nota: FN: Trecho de floresta nativa não atingido pelo rejeito; RNR; Regeneração natural sobre o rejeito; PMR: Reflorestamento com nativas em pasto sobre o rejeito.

As famílias que apresentaram maior densidade foram Siparunaceae com 69 indivíduos, Asteraceae com 45, Annonaceae com 43 e Myrtaceae com 39. Em outro trabalho desenvolvido na região, constatou-se que as famílias com maior número de espécie foram Fabaceae, Annonaceae, Lauraceae, Rubiaceae, Euphorbiaceae e Melastomataceae (ARAÚJO et al, 2005).

A diversidade (H') encontrada para a área RNR foi de 3.421, para a área PMR foi de 1.646 e para FN foi de 3.250, enquanto a Equabilidade (J') foi de 0.904, 0.569 e 0.784, respectivamente. Os valores para RNR ficaram acima dos encontrados por Araújo et al., (2006) demonstrando que há uma boa diversidade de espécies na área, bem como a distribuição dos indivíduos entre as espécies está de certa forma equilibrada. Todavia, para regeneração em área de plantio de mudas em pastagem, os valores encontrados estão abaixo dos estudos supracitados, com diversidade muito baixa e dominância de poucas espécies, cabendo destacar a elevada densidade de regenerantes de *Vernonanthura phosphorica*.

Cabe ressaltar, que essas diferenças entre as áreas podem ser atribuídas ao uso e cobertura anterior do solo em cada área, fato que tem impacto direto na diversidade biológica de determinado local, pois alteram a dinâmica natural dos ecossistemas (SALA et al., 2000), podendo assim contribuir ou retardar os processos de degradação do solo (TOLBA et al., 1992). A cobertura de braquiária (*Urochloa decumbens*) na área

com plantio de mudas sobre o rejeito pode estar dificultando a regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas nativas.

Além disso, é importante considerar a avaliação da paisagem em que a áreas estão inseridas, pois permite identificar elementos e detectar padrões de comportamento que podem auxiliar no processo de reabilitação e restauração de áreas degradadas (MARTINS et al., 2012). Neste contexto, as distâncias entre as áreas avaliadas e fragmento florestal está influenciando o processo de regeneração no rejeito, a área RNR que está adjacente à floresta apresentou os melhores resultados em termos de regeneração natural, já na área PMR, que está mais distante a regeneração natural ainda é inexpressiva.

CONCLUSÕES

Os resultados obtidos permitem concluir que na área sob rejeito mais distante da floresta de referência, o plantio de mudas foi realmente necessário devido à baixa densidade e diversidade da regeneração natural, devendo o mesmo ser monitorado quanto a necessidade de novas intervenções de enriquecimento.

Para o ambiente de regeneração natural sobre o rejeito, que está localizado adjacente à floresta nativa, o enriquecimento em diversidade tende a ocorrer naturalmente com o tempo, não sendo necessárias novas intervenções.

Este estudo permite inferir que a análise da regeneração natural é um bom indicador para avaliação e monitoramento da restauração florestal nas áreas atingidas pelo rejeito na região de Mariana, MG.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação Renova pela bolsa de mestrado da primeira autora e pelo apoio financeiro ao projeto.

REFERÊNCIAS

APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*, v.181, p.1-20, 2016.

Araújo FS, Martins SV, Meira Neto JAA; Lani JL, Pires IE. Estrutura da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, Brás Pires, MG. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, 2006; 30(1):107-116.

Araújo FS, Martins SV, Meira Neto JAA; Lani JL, Pires IE. Florística da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, em Brás Pires, MG. *Revista Árvore*, 2005; 29(6):983-992.

Brower JE, Zar JH. Field and laboratory methods for general ecology. 2.ed. Dubuque: W. C. Brown Company, 1984.

Chase TN, Pielke RA, Kittel TGF, Nemani RR, Running SW. Simulated impacts of historical land cover changes on global climate in northern winter. *Climate Dynamics*. 1999; 16(2-3): 93-105.

Durigan, G, Engel VL. Restauração de ecossistemas no Brasil: Onde estamos e para onde podemos ir? In: Martins, S.V. (Ed). Restauração ecológica de ecossistemas degradados. Viçosa: Editora UFV, 2016.

Holl KD; Aide TM. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*, 2011; 261(10):1558-1563.

Houghton RA, Hackler JL, Lawrence KT. The U.S. Carbon budget: contribute on from land-use change. *Science*. 1999; 285(5427): 574–578.

Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 20 Jan. 2019.

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

Martins SV. Alternative Forest Restoration Techniques. In: Helder Viana. (Org.). *New Perspectives in Forest Science*. 1ed.London: InTech, 2018; 1:131-148.

Martins SV. Recuperação de áreas degradadas: Ações em Áreas de Preservação Permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. 3° ed. Viçosa, Ed. Aprenda Fácil, 2016.

Martins SV. Recuperação de matas ciliares. 3° Ed. Viçosa: Ed. Aprenda Fácil, 2014b.

Mueller-Dombois D, Ellenberg H. Aims and methods of vegetation ecology. New York: J. Wiley & Sons, 1974.

Sala OE, Chapin FS, Armesto JJ, Berlow E, Blomfield, J, Dirzo R, et al. Biodiversity: global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*. 2000; 287(5459): 1770–1774.

Shepherd GJ. Fitopac 2.1. Campinas: UNICAMP, 2010.

Tolba MK, El-kholy OA (Eds.). *The World Environment 1972–1992: Two Decades of Challenge*. Chapman & Hall, London. 1992.

REGENERAÇÃO NATURAL NO SUB-BOSQUE DE *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden NA RESERVA PARTICULAR DE PATRIMÔNIO NATURAL (RPPN), BOTUJURU, MOGI DAS CRUZES, SP

Caroline Lessa de Almeida¹; Sérgio Zanata Carvalho²; Myllia Lopes Alves³; Eduardo Pereira Cabral Gomes⁴; Renata Jimenez de Almeida-Scabbia⁵

RESUMO: O trabalho teve por objetivo avaliar o processo de regeneração natural no sub-bosque de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden na Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN) Botujuru, Mogi das Cruzes, SP. O método utilizado foi o de área fixa com parcelas circulares com 50m², a 5 e 45m da borda. Foram incluídos indivíduos lenhosos, vivos ou mortos que ainda estavam em pé com no mínimo 1,3m de altura, e com perímetro a altura do peito (PAP) \geq 15cm. Foram identificados no total 140 indivíduos, sendo distribuídos 68 a 5m da borda, com 27 espécies e 19 famílias, e 72 a 45m da borda, com 30 espécies e 20 famílias. As famílias com maior número de indivíduos a 5m foram Myrtaceae (12), Anacardiaceae (6), Apocynaceae (5) e Boraginaceae (5) e a 45m foram Myrtaceae (9), Boraginaceae (6) e Salicaceae (6), a maior densidade foi encontrada a 45m da borda. As espécies que obtiveram melhor resultado a 5m da borda foram *Eucalyptus grandis* (12), *Tapirira guianensis* (6), *Malouetia cestroides* (6), e *Cordia sellowiana* (5) e a 45m foram *Eucalyptus grandis* (9), *Cordia sellowiana* (6) e *Casearia obliqua* (6). Conclui-se então que espécies do gênero *Eucalyptus* são de grande relevância no processo de regeneração natural, contribuindo de forma positiva para a conservação da biodiversidade, isso pode ser justificado através do índice de diversidade de Shannon que mostrou que o eucalipto proporcionou um ambiente favorável para o crescimento do sub-bosque nativo.

Palavras-chaves: Biodiversidade, Conservação, Políticas Públicas, Restauração florestal.

INTRODUÇÃO

O agravamento dos impactos ambientais tem gerado muitas perdas na biodiversidade cobertura vegetal, o que têm estimulado a criação de estratégias que

¹ Bolsista no Programa de Pós-Graduação em Políticas Públicas pela Universidade de Mogi das Cruzes (UMC), ² Bacharel em Ciências Biológicas pela Universidade de Mogi das Cruzes (UMC), ³ Graduanda em Ciências Biológicas pela Universidade de Mogi das Cruzes (UMC), ⁴ Pesquisador do Núcleo de Ecologia do Instituto de Botânica do Estado de São Paulo (IBt), ⁵ Professora Dr^a e pesquisadora do Núcleo de Ciências Ambientais, Laboratório de Florística e Sustentabilidade da Universidade de Mogi das Cruzes (UMC). Bolsista FAEP.

visam auxiliar no processo de restauração ecológica (GOMES *et.al*, 2013). A presença de espécies exóticas em plantios homogêneos tem sido uma importante ferramenta no processo de recuperação de áreas degradadas e seu rápido crescimento tem sido observado em povoamentos de espécies do gênero *Eucalyptus* o que tem contribuído de forma positiva para o estabelecimento da vegetação (CALLEGARIO *et al.*, 1993). Os estudos que envolvem a interação entre plantios com espécies exóticas e nativas tem sido fundamental para esclarecer as questões biológicas, conservacionistas e econômicas sobre as formações de sub-bosque de eucaliptos (COSTA, 2018). Com isso, o objetivo do trabalho foi avaliar o processo de regeneração natural no sub-bosque de *Eucalyptus grandis* na Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN) Botujuru, Mogi das Cruzes, SP.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em uma Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN) Botujuru, no município de Mogi das Cruzes, SP. A Reserva Particular de Patrimônio Natural Botujuru (RPPN), está localizada na Serra do Itapeti, na parte leste do município de Mogi das Cruzes. Encontra-se dividida em 3 glebas com uma área total de 437,54ha. Composta por Floresta Ombrófila Densa de vegetação de Mata Atlântica, é uma antiga área de plantação de eucalipto e *Pinus* da Suzano Papel e Celulose. A RPPN Botujuru foi criada com o intuito de promover a conservação de importantes remanescentes florestais e a proteção da fauna local (INSTITUTO ECOFUTURO, 2014).

Para o levantamento fitossociológico foi aplicado o método de área fixa com parcelas circulares, que consiste em estabelecer um ponto central na vegetação, restringindo a área de coleta dos dados e que contenha os dados que se quer levantar do componente arbóreo-arbustivo (MORO e MARTINS, 2011). Foram instaladas 20 parcelas cada uma com 50 m², aplicando o raio de 3,99 m, sendo 10 parcelas a 5 m da borda e 10 parcelas a 45 m da borda, totalizando 1000 m² e a distância de 20 m entre os pontos centrais de cada parcela. Foram incluídos indivíduos lenhosos, vivos ou mortos que ainda estavam em pé com no mínimo 1,3m de altura, e com perímetro a altura do peito (PAP) \geq 15cm. A nomenclatura utilizada para a denominação das famílias seguiu a classificação proposta em APG IV (2016) e para as espécies seguiu a nomenclatura utilizada na Flora do Brasil (2019) e chaves de identificação. Em seguida, o material foi depositado no Herbário Mogiense da Universidade de Mogi das Cruzes (HUMC).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Foram identificados no total 140 indivíduos, sendo distribuídos 68 a 5m da borda, com 27 espécies e 19 famílias e 72 a 45m da borda, com 30 espécies e 20 famílias. As famílias com maior número de indivíduos a 5m foram Myrtaceae (12), Anacardiaceae (6), Apocynaceae (5) e Boraginaceae (5) e a 45m foram Myrtaceae (9), Boraginaceae (6) e Salicaceae (6) As espécies que obtiveram melhor resultado a 5m da

borda foram *Eucalyptus grandis* (12), *Tapirira guianensis* (6), *Malouetia cestroides* (6), e *Cordia sellowiana* (5) e a 45m foram *Eucalyptus grandis* (9), *Cordia sellowiana* (6) e *Casearia obliqua* (6). A densidade média (1440ind/ha) e frequência total (530,000) foram maiores no interior da mata a 45m da borda, isso devido à alta deposição de serapilheira no interior, que é rica em nutrientes e conseqüentemente favorece o estabelecimento das espécies no ambiente (SCHUMACHER *et al.*, 2003).

O índice de diversidade de Shannon (H') encontrado para os talhões de *Eucalyptus grandis* nos pontos de amostragem foi de ($H'= 2,934$) a 5m da borda e ($H'= 2,968$) a 45 m da borda. Esse valor é considerado relativamente alto quando comparado a outros índices obtidos para diferentes tipologias florestais segundo Alencar *et al.* (2011).

Esse resultado mostra que as espécies nativas apresentam um bom estabelecimento em áreas com dossel de povoamentos de eucaliptos, criando condições adequadas para seu crescimento mesmo com as diferentes fases de sucessão, além de serem uma grande fonte de propágulos (ALENCAR *et al.*, 2011).

Já o índice de equabilidade foi estimado em ($J'=0,89$) para 5m da borda e ($J'=0,87$) para 45m da borda, indicando uma alta distribuição da uniformidade das espécies, que segundo Uhl e Murphy (1981) esse índice é diretamente proporcional à diversidade, e oposto à dominância.

As espécies com maior número de indivíduos estão apresentadas na tabela 2, onde nota-se que *Eucalyptus grandis* possui o maior valor de importância entre elas nas duas áreas, sendo que a 5m da borda esse índice é mais alto, segundo Nascimento *et al.*, (2010) a presença dos *Eucalyptus* na borda é um facilitador para o estabelecimento das espécies nativas, além de ser um atenuador das variações microclimáticas e o plantio de espécies desse gênero se mostram fundamentais para a redução do efeito de borda.

Tabela 2 - Parâmetros fitossociológicos das espécies mais relevantes encontradas na Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN), Botujuru, Mogi das Cruzes. Nind=Número de indivíduos; RelDe=Densidade relativa; RelDo= Dominância relativa; IVI= Índice de Valor de Importância.

Família	Espécie	Nind	RelDe	RelFr	RelDo	IVI
Myrtaceae	<i>Eucalyptus grandis</i>	12	17,65	16,33	83,37	117,34
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	6	8,82	4,08	3,92	16,83
	<i>Malouetia cestroides</i> (Nees ex Mart.)					
Apocynaceae	Müll.Arg.	5	7,35	8,16	0,63	16,15
Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	5	7,35	4,08	0,58	12,02
5m	Meliaceae					
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl.	4	5,88	2,04	0,94	8,86
	<i>Tovomitopsis paniculata</i> (Spreng.) Planch.					
	& Triana	3	4,41	6,12	0,83	11,36
	Meliaceae					
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	2	2,94	4,08	0,27	7,3
Euphorbiaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	2	2,94	4,08	0,26	7,28
Salicaceae	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	2	2,94	4,08	0,23	7,25
Sapindaceae	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	2	2,94	2,04	0,87	5,85

	Myrtaceae	<i>Eucalyptus grandis</i>	9	12,5	11,32	50,58	74,4
	Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	6	8,33	7,55	4,09	19,97
	Salicaceae	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	6	8,33	5,66	4,28	18,27
	Sapindaceae	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	3	4,17	5,66	5,44	15,27
45m	Dicksoniaceae	<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	4	5,56	3,77	0,94	10,27
		<i>Malouetia cestroides</i> (Nees ex Mart.)					
	Apocynaceae	Müll.Arg.	3	4,17	3,77	1,73	9,67
	Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	3	4,17	3,77	0,39	8,33
	Euphorbiaceae	<i>Alchornea sidifolia</i> Sw.	2	2,78	3,77	1,6	8,16
	Solanaceae	<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	2	2,78	3,77	1,25	7,81
	-	Indeterminada 8	1	1,39	1,89	3,21	6,49

Para definir os estágios de sucessão ecológica e estabelecer os critérios que fomentam a ideia de que está ocorrendo a regeneração natural foram utilizados as normas estabelecidas pela Resolução CONAMA/1993 que diz:

I - Resolução no10, de 1o de outubro de 1993 - que estabelece os parâmetros para análise dos estágios de sucessão da Mata Atlântica II - Resolução no 1, de 31 de janeiro de 1994 - que define vegetação primária e secundária nos estágios pioneiro, inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de exploração da vegetação nativa no estado de São Paulo.

CONCLUSÕES

Conclui-se que o plantio de espécies do gênero *Eucalyptus* é de grande importância para o processo de regeneração natural, e que seu manejo contribui de forma positiva para a conservação da biodiversidade, exercendo um importante papel como indutor da recomposição das florestas nativas.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa integral para o desenvolvimento da pesquisa. Ao Instituto Ecofuturo por disponibilizar a área para a realização do estudo. Ao guarda-parque John Lennon por nos acompanhar durante toda pesquisa de campo possibilitando a entrada na área. Ao laboratório de Florística e Sustentabilidade da Universidade por ceder o espaço para identificação e organização de todo material. A Universidade de Mogi das Cruzes por ser uma instituição de incentivo a pesquisa científica.

REFERÊNCIAS

Alencar AL, Marangon LC, Feliciano ALP, Ferreira RLC, Teixeira LJ. Regeneração Natural Avançada de espécies arbóreas nativas no sub-bosque de

povoamentos de *Eucalyptus saligna* Smith., na zona da Mata Sul de Pernambuco. *Ciência Florestal*, Santa Maria. 2011; 21(2): 183-192. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S198050982011000200183&script=sci_abstract&tlng=pt>. Acesso em: 08 mai.2019.

APG IV - The Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 2016; 181: 1–20.

Calegario N, Souza AL, Marangon LC, Silva AF. Parâmetros florísticos e fitossociológicos da regeneração natural de espécies arbóreas nativas no sub-bosque de povoamentos de *Eucalyptus*. *Revista Árvore*. 1993; 17(1): 16-29.

Costa JP. Regeneração natural no sub-bosque de eucaliptal no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo. 2018. 99f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) – Instituto de Botânica de São Paulo, São Paulo. 2018.

Flora do Brasil. Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/http://floradobrasil.jbrj.gov.br/http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>> Acesso em: 07 mai. 2019.

Gomes ECP, Sugiyama M, Adams C, Prado HM, Oliveira Júnior CFJ. A sucessão florestal em roças em pousio: a natureza está fora da lei?. *Scientia Forestalis*, Piracicaba. 2013; 41(99): 343-352. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/259487497_A_sucessao_florestal_em_rocas_em_pousio_a_natureza_esta_fora_da_lei> Acesso em: 07 mai. 2019.

Instituto Ecofuturo. Plano de Manejo da Reserva Particular de Patrimônio Natural Botujuru-Serra do Itapeti. São Paulo. 2014. Disponível em: <<http://www.ecofuturo.org.br/wpcontent/uploads/2016/11/ae55ffb939bb8006ecd064bb26e6051b2b6bd2b0.pdf>>. Acesso em: 20 abr.2018.

Moro MF, Martins FR. Métodos de Levantamento do Componente Arbóreo-Arbustivo. In: Felfili JM, Eisenlohr PV, Melo MMRF, Andrade LA, Neto-Meira JAA. *Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de casos*. Viçosa: UFV. 2011; 174-208.

Nascimento MI, Poggiani F, Durigan G, Lemma AF, Filho-Silva DF. Eficácia de barreira de eucaliptos na contenção do efeito de borda em fragmento de floresta subtropical no estado de São Paulo, Brasil. *Scientia Forestalis*, Piracicaba. 2010; 38(86): 191-203.

Schumacher MV, Brun EJ, Rodrigues LM, Santos EM. Retorno de nutrientes via deposição de serapilheira em um povoamento de acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) no Estado do Rio Grande do Sul. *Revista Árvore*, Viçosa. 2003; 27(6): 791-798.

Uhl C, Murphy PG. Composition, structure, and regeneration of a tierra firme forest in the Amazon Basin of Venezuela. *Tropical Ecology*. 1981; 22(2): 219-237.

RELAÇÃO SOLO-COBERTURA VEGETAL DURANTE RESTAURAÇÃO ATIVA E PASSIVA EM MARIANA, MG: COMPARAÇÃO DE DIFERENTES TÉCNICAS DE PREPARAÇÃO DE SÍTIO

Pedro Manuel Villa¹, Sebastião Venâncio Martins^{1*}, Diego Balestrin¹,
Fabio Haruki Nabeta², Leonardo Ferreira da Silva²

RESUMO: Atualmente existe uma especial atenção nas ações de restauração ecológica das áreas afetadas pelo rejeito do rompimento da barragem de Fundão, Mariana, Brasil. Por este motivo, propõe-se como objetivo avaliar os efeitos de métodos de restauração passiva e ativa sobre parâmetros físico-químicos dos solos e cobertura vegetal em áreas atingidas pelo rejeito de lama no distrito de Paracatu de Baixo, município de Mariana, Minas Gerais, Brasil. Adotou-se delineamento inteiramente casualizado com seis tratamentos de restauração (ativa e passiva) através de diferentes técnicas de preparo do solo e povoamento: plantio de mudas de arbóreas nativas com adubação e sem adubação; semeadura de arbóreas nativas com adubação e sem adubação; regeneração natural com adubação e sem adubação. Avaliaram-se diferenças de parâmetros do solo e cobertura vegetal entre tratamentos, a relação de parâmetros de solos e cobertura vegetal, e efeitos da fertilidade e textura sobre a cobertura vegetal. Observaram-se marcadas diferenças nos parâmetros do solo e cobertura vegetal entre tratamentos, mantendo padrão similar em parâmetros relacionados com fertilidade nos tratamentos com adubação. Existe uma forte relação entre parâmetros de fertilidade e cobertura vegetal, observando-se efeitos positivos significativos da capacidade de troca catiônica e fertilidade sobre a cobertura vegetal. Observou-se que a aplicação dos métodos de restauração passiva e ativa são complementares na recuperação de solos e cobertura vegetal nas áreas atingidas pela lama em Mariana. Demonstrou-se que as condições iniciais de sítios através da adubação é essencial para promover a restauração ecológica.

Palavras chave: Barragem de Fundão, mitigação resiliente, regeneração natural, semeadura direta.

INTRODUÇÃO

¹ Laboratório de Restauração Florestal, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, Brasil.

²Fundação Renova. Belo Horizonte, MG, Brasil.

*Autor para correspondência. E-mail: venancio@ufv.br

A restauração ecológica de ecossistemas degradados é uma prioridade global. Assim, mecanismos comprovados de mitigação resiliente deve ser o caminho para melhorar nossa compreensão das estratégias de restauração ativa e passiva que estão sendo aplicadas e monitoradas. A restauração ativa consiste na aplicação de técnicas como plantação direta ou mudas de árvores e semeadura direta, ou de técnicas de nucleação (MARTINS 2018). A regeneração natural da floresta depois de um distúrbio, também é conhecida como o método de restauração passiva, que consiste no isolamento de uma área dos fatores de degradação para promover a recuperação de sua diversidade, estrutura, e funções (HOLL, 2017; CROUZEILLES et al. 2017). Ambos os métodos podem ser importantes e complementares para um plano de manejo integral e para a ordenação florestal com fins de restauração (MARTINS 2018).

No contexto do rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, MG, as comunidades vegetais foram um dos ecossistemas mais afetados pelo impacto da lama, principalmente florestas da Mata Atlântica, um dos biomas mais valiosos em termos de biodiversidade e serviços ecossistêmicos (MYER 2000). Consequentemente, mudanças nestas comunidades vegetais também podem gerar efeitos em cascata ao longo da cadeia trófica (LALIBERTÉ et al. 2012). É por isso que enfatizamos que a restauração ecológica deve ter alta prioridade. Para isso, propõe-se como objetivo avaliar os efeitos de métodos de restauração passiva e ativa sobre parâmetros físico-químicos dos solos e cobertura vegetal em áreas atingidas pelo rejeito no distrito de Paracatu de Baixo, município de Mariana, Minas Gerais.

MATERIAL E MÉTODOS:

O estudo foi realizado em áreas impactadas pelo rejeito no distrito de Paracatu de Baixo (7754350 N, 686800 E), município de Mariana, Minas Gerais, Brasil. Adotou-se delineamento inteiramente casualizado com seis tratamentos de restauração, consistindo de treze réplicas para cada tratamento: plantio de mudas de arbóreas nativas com adubação (MA) e sem adubação (MS); semeadura de arbóreas nativas com adubação (AS) e sem adubação (SS); regeneração natural com adubação (RA) e sem adubação (RS).

A adubação verde foi prevista apenas para o plantio de mudas nativas e para a semeadura de arbóreas nativas, uma vez que o manejo da adubação verde seria incompatível com a avaliação de regeneração. O sulfato de amônio foi aplicado como medida paliativa (100 kg/ha). No plantio de mudas (2 x 3), para adubação de cobertura usaram-se adubos de liberação lenta, na formulação 17-00-16 com 4% de cálcio (Ca). Decorridos dois meses após implantação do experimento, foi realizada uma avaliação inicial em maio de 2017 da cobertura vegetal e parâmetros físico-químicos do solo.

Para medir as propriedades do solo dentro de cada parcela, uma amostra simples

do solo (a 0-10 cm de profundidade) foi coletada. As propriedades do solo foram medidas seguindo os protocolos padronizados (EMBRAPA, 1997). Foram avaliados os seguintes parâmetros: P disponível, K, Ca, Mg, Acidez trocável (H+Al), pH em H₂O, matéria orgânica (MO), soma de bases (SB); capacidade de troca catiônica (CTC), índice de saturação por bases (V), fósforo remanescente (P-rem), e a textura do solo, como areia grossa, areia fina, silte e argila. Todas as amostras foram processadas no Laboratório de Solos do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa. Mensurou-se a cobertura vegetal considerando as frequências de incidência de classes de cobertura, medida em quartís (classe I = 0 a 25%; classe II = 26 a 50%; classe III = 51 a 75%; classe IV = 76 a 100%) e ponderada pela mediana do intervalo da respectiva classe em cada parcela.

Avaliou-se a distribuição e homogeneidade dos dados usando os testes de Shapiro-Wilk e Bartlett (Crawley 2013). Para comparar médias da cobertura vegetal e parâmetros do solo variáveis entre tratamentos, usou-se um teste de Kruskal-Wallis (para dados não distribuídos normalmente) seguido por um teste posterior de Dunn (Crawley 2013). Para avaliar a relação solo-vegetação entre tratamentos usou-se a análise de componentes principais (PCA). Eixos do PCA usaram-se como preditores de fertilidade e textura. Usaram-se modelos lineares generalizados (GLM) para avaliar efeitos principais dos parâmetros do solo e eixos do PCA de textura e fertilidade sobre a cobertura vegetal. Todas as análises foram realizadas utilizando o software R (R Core Team 2017).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Observaram-se acentuadas diferenças nos parâmetros do solo entre tratamentos de condições de sítio (Figura 1). As maiores diferenças nos parâmetros do solo foram observadas entre macronutrientes, micronutrientes, matéria orgânica, capacidade de troca catiônica entre tratamentos com e sem adubação. Estes parâmetros apresentam um padrão similar sem diferenças entre tratamento com adubação (MA, RA, AS), e sem diferenças entre tratamentos sem adubação (MS, RS, SS). Pelo contrario, observou-se como padrão geral que os parâmetros de textura do solo não são marcadamente contrastantes entre tratamentos (Figura 1).

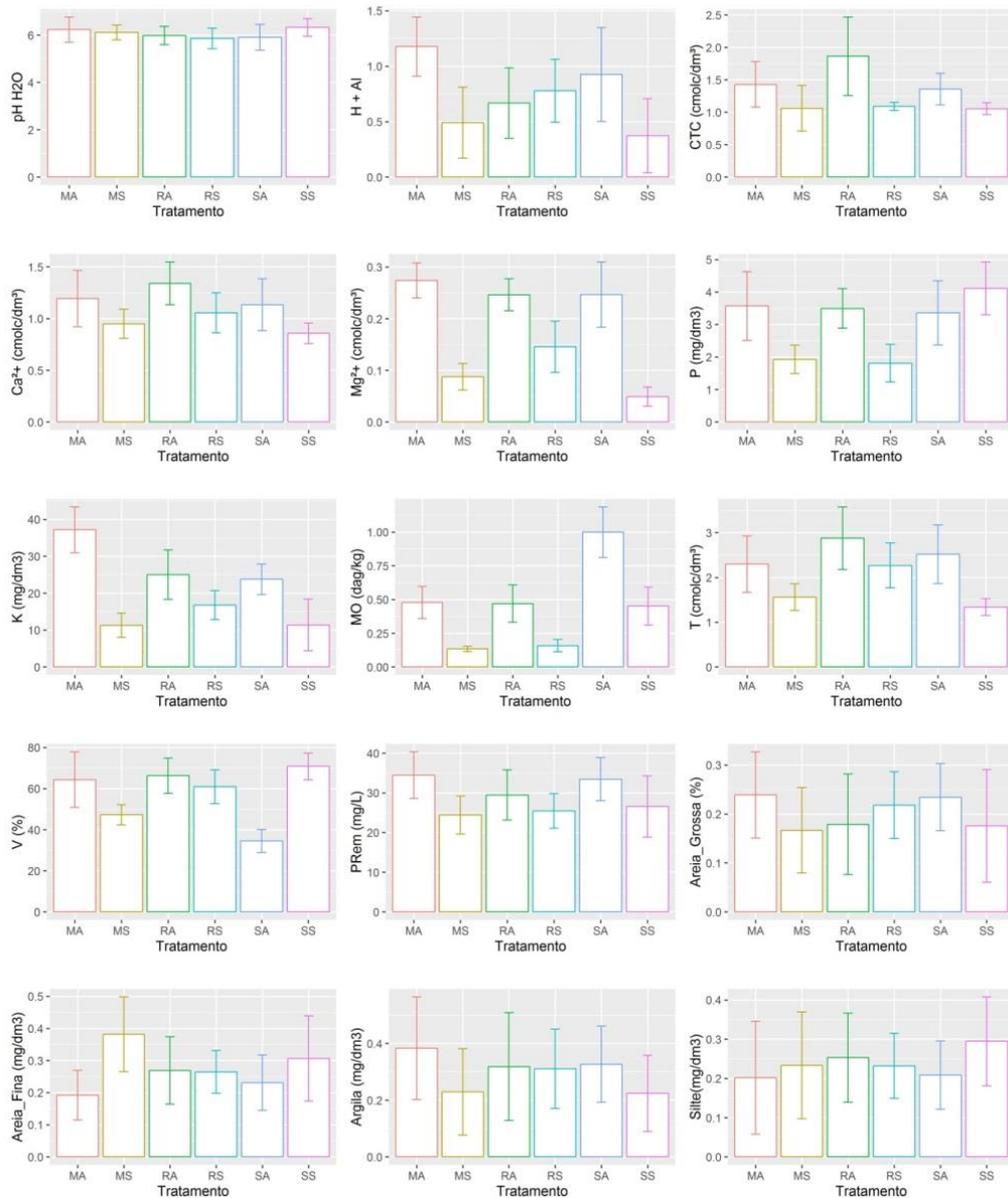


Figura 1. Diferenças nos parâmetros do solo entre diferentes tratamentos de condição de sitio. Letras diferentes em cada parâmetro do solo indicam diferenças significativas (Dunn test, $p < 0.05$). Tratamentos: Mudanças com adubação (MA); Mudanças sem adubação (MS); Regeneração com adubação (RA); Regeneração sem adubação (RS); Semeadura com adubação (AS); Semeadura sem adubação (SS).

Os dois primeiros eixos da PCA explicaram ~47% da variação nos dados do solo (Figura 2). O primeiro eixo explicou 29.5% da variação nos dados do solo e correlacionou-se positivamente com indicadores de fertilidade, principalmente nutrientes, como o Mg ($R=0.79$, $p<0.05$), K ($R=0.76$, $p<0.05$), Ca ($R=0.55$, $p<0.05$) e capacidade de troca catiônica ($R=0.67$, $p<0.05$), e negativamente com pH ($R= -0.32$, $p<0.05$) e areia fina ($R= -0.72$, $p<0.05$). O segundo eixo correlacionou-se negativamente com P ($R = -0.65$, $p <0.05$), e silte (V) ($R = 0.74$, $p <0.05$), mas positivamente com areia grossa ($R = 0.44$, $p <0.05$). O teor de argila apresentou alta correlação com PCA1 e

PCA2, mostrando uma acentuada diferença entre os tratamentos. Estudos prévios tem reportado que adubação verde promove a mineralização e formação de minerais argilosos nos solos, aumentando os teores de argila (e.x., Pereira et al. 2016), o que pode estar contribuindo consideravelmente na recuperação da estrutura solo após do distúrbio causado pela lama.

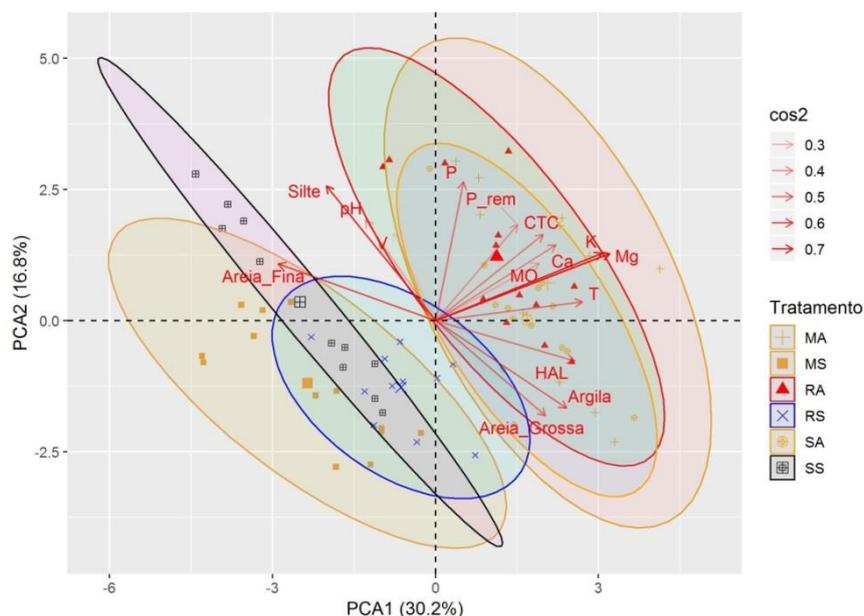


Figura 2. Análise de Componentes Principais (PCA) dos parâmetros do solo dos diferentes tratamentos de condições de sitio. Para a análise considerou-se: P disponível, K, Ca, Mg, acidez permutável (H+Al), pH (H₂O), matéria orgânica (OM); capacidade de troca catiônica efetiva (CTC), e a textura do solo como areia grossa, areia fina, argila e silte. Tratamentos: Mudanças com adubação (MA); Mudanças sem adubação (MS); Regeneração com adubação (RA); Regeneração sem adubação (RS); Semeadura com adubação (AS); Semeadura sem adubação (SS).

Observou-se um principal modelo univariado que melhor explicou os efeitos significativos da fertilidade do solo (PCA1f) sobre a cobertura vegetal (GLM: $z = 2,59$, $p < 0.001$; Fig. 3A). De acordo com o melhor modelo selecionando parâmetros como preditores, a CTC influencia positivamente a cobertura vegetal (GLM: $z = 2,09$, $p < 0.013$; Fig. 3B). Presume-se que as condições iniciais de sítio através da adubação promovem processo de mineralização, em consequência aumenta a fertilidade do solo e produção de biomassa vegetal que determina uma maior cobertura vegetal como indicador ecológico.

A maior cobertura vegetal foi observada no tratamento de regeneração natural com adubação, o que provavelmente indica que nos tratamentos de plantio de mudas pode existir uma redução de espécies por regeneração natural devido processos dependentes da densidade (competição por nutrientes e luz) que são filtros bióticos que limitam o estabelecimento de espécies regenerantes. Assim, tem sido bem discutido que a restauração passiva está tornando-se cada vez mais importante para a mitigação resiliente nas áreas atingidas pelo rejeito em Mariana, MG. Da mesma forma, medidas

de restauração ativa são fundamentais em áreas degradadas onde a regeneração natural é limitada, como recomendando em estudos anteriores (CROUZEILLES et al. 2017; MARTINS 2018).

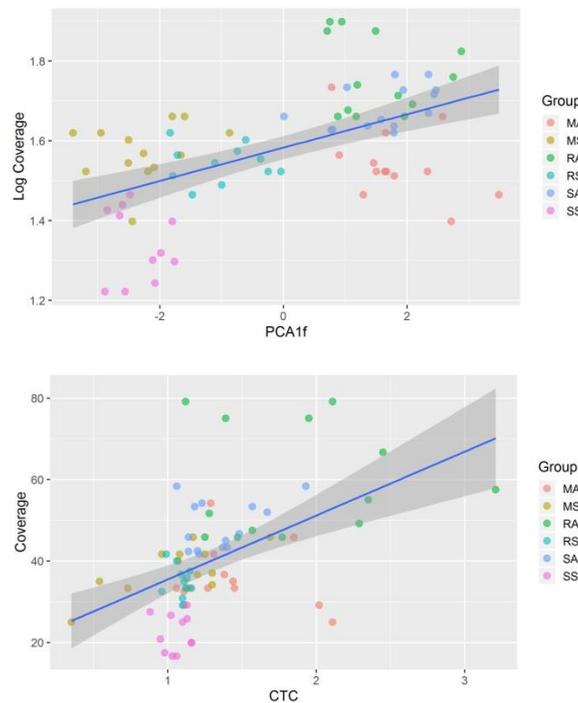


Figura 3. Efeitos principais da fertilidade do solo (PCA1f) sobre cobertura vegetal considerando todos os tratamentos de condições de sitio. Tratamentos: Mudanças com adubação (MA); Mudanças sem adubação (MS); Regeneração com adubação (RA); Regeneração sem adubação (RS); Semeadura com adubação (AS); Semeadura sem adubação (SS).

Finalmente, enfatizamos que a restauração passiva está tendo um papel preponderante na recuperação de serviços ecossistêmicos na escala local; o que representa uma grande vantagem para atingir as metas de mitigação resilientes propostas pela Fundação Renova.

CONCLUSÕES

Este estudo demonstra como os efeitos combinados dos métodos de restauração (ativa e passiva) e condições de sitio, principalmente através da preparação do solo com adubação, são determinantes na recuperação da fertilidade do solo e cobertura vegetal. Assim, também se observou uma relação positiva entre fertilidade do solo e cobertura vegetal, principalmente pelos efeitos dos tratamentos com adubação. No entanto, a regeneração natural com adubação foi o tratamento que resultou numa maior cobertura vegetal na área de estudo. Apesar de que estes dois métodos podem ser complementares e estão sendo aplicados eficientemente nas áreas atingidas em Mariana, existe um especial destaque da restauração passiva. Presume-se que a restauração passiva em

florestas secundárias que regeneram após os distúrbios antropogênicos ainda representa um importante modelador para recuperação de solos e cobertura vegetal em Mariana, MG. Contudo cabe destacar que este processo é também muito influenciado pela matriz da paisagem, sendo que a existência ou não de fragmentos florestais nas proximidades das áreas impactadas pode definir se a regeneração é suficiente ou se é necessário adotar técnicas de restauração ativa, como o plantio de mudas de espécies nativas regionais.

REFERÊNCIAS

Crawley, M.J., *The R Book*, second ed. Wiley, London. 2013.

Crouzeilles, R., Ferreira, M.S., Chazdon, R.L., Lindenmayer, D.B., Sansevero, J.B.B., Monteiro, L., Iribarrem, A., Latawiec, A.E., Strassburg, B.B.N.. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. *Science Advance*. 2017; 3: e1701345.

Laliberté E, Tylianakis JM. Cascading effects of long-term land-use changes on plant traits and ecosystem functioning. *Ecology*. 2012; 93: 1145-155.

Martins, SV. *Alternative Forest Restoration Techniques*. In xx, *New Perspectives in Forest Science*. 2018.

Myers, N, Fonseca, GAB, Mittermeier, RA, Da Fonseca, GA., Kent, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 2000; 403:853.

Pereira, NS, Soares, I, Miranda, FR. Decomposition and nutrient release of leguminous green manure species in the Jaguaribe-Apodi region, Ceará, Brazil. 2016. *Ciência Rural*; 46: 970-975.

R Core Team. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>. (15 February 2018, date last accessed). 2018

RESGATE VEGETATIVO DE ÁRVORES ADULTAS DE *Astronium fraxinifolium* Schott ex Spreng POR ALPORQUIA

Saulo Rodrigues Costa¹; Elaine Soares de Almeida¹; Paulo Victor Alves de Oliveira¹;
Bárbara Emanuele Lima Batista¹; Leandro Silva de Oliveira¹

RESUMO: O gonçalo alves (*Astronium fraxinifolium*) é uma árvore de ampla distribuição no Cerrado, apresentando adaptabilidade às condições edafoclimáticas desse bioma. A espécie é recomendada para a arborização urbana e rural, recomposição de áreas e plantios para produção madeireira. Entretanto, há carência de estudos mais detalhados sobre a sua propagação vegetativa, especialmente de árvores adultas. Dessa forma, a clonagem de genótipos de interesse representa uma alternativa para a produção de mudas que atendam a demanda, principalmente para a recuperação de áreas degradadas. No presente trabalho objetivou-se avaliar o potencial da técnica de alporquia para o resgate vegetativo de árvores adultas de *A. fraxinifolium* mediante uso do regulador de crescimento ácido indolbutírico (AIB). Os resultados evidenciaram uma alta atividade meristemática nos alporques, com a presença de calogênese, sem a formação de primórdios radiculares. O período de avaliação (25 dias) indicou a potencialidade da alporquia como técnica de resgate vegetativo de genótipos adultos, porém necessitando de acompanhamento do potencial rizogênico das árvores no decorrer do tempo.

Palavras-chaves: Cerrado; Espécies nativas; Produção de mudas; Enraizamento adventício.

INTRODUÇÃO

O Cerrado brasileiro é considerado a savana neotropical com maior diversidade biológica do mundo, apresentando-se como o segundo maior domínio do Brasil (Mendonça et al., 1998; Klink & Machado, 2005). Esta grande diversidade, vem sendo ameaçada devido a ação antrópica ao longo dos anos. Desta forma, é de suma importância ações de conservação e recuperação destas áreas (Walter & Ribeiro, 1998).

Astronium fraxinifolium popularmente conhecido como gonçalo-alves é uma espécie arbórea comum nas fitofisionomias do Cerrado, abundantemente encontrado na região norte do Estado de Minas Gerais (Santos et al., 2007). É uma árvore decídua,

¹Instituto de Ciências Agrárias/UFMG

heliófita, pioneira e xerófita, que produz anualmente grande quantidade de sementes de dispersão anemocórica (Lorenzi, 1992).

A redução das áreas nativas provoca uma redução de população da espécie consequência dos desmatamentos, queimadas e plantações de setores da agrícolas e florestais, devido a seus fatores, a procura por sementes de qualidade também é prejudicada, tendo maiores quantidade e qualidade por questões de variabilidade genética em áreas preservadas. Portanto, a espécie possui adaptabilidade e características interessantes o reflorestamento com fins de produção madeireira e também para uso na recuperação de áreas degradadas, uma vez que apresenta elevado número de indivíduos e grande potencial para regeneração dessas áreas (Missio et al., 2002).

Dentre as técnicas de resgate vegetativo, a alporquia corresponde a uma das de menores custos e de fácil execução, no entanto, depende da capacidade de organogênica dos tecidos, especialmente de formação de raízes adventícias. Além disso, a técnica possibilita a produção de mudas de maior porte, melhor adaptadas às condições ambientais do local de plantio, o que aumentaria as chances de pegamento em campo, garantindo uma maior eficiência na regeneração vegetal.

Neste contexto, o presente trabalho objetivou avaliar a técnica de alporquia para o resgate vegetativo de árvores adultas de *A. fraxinifolium* mediante uso do regulador de crescimento AIB.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado no Instituto de Ciências Agrárias, pertencente a Universidade Federal de Minas Gerais, campus Montes Claros - MG. A região é caracterizada por apresentar clima do tipo Aw com precipitação média anual de 1029 mm.

A seleção das árvores matrizes de *A. fraxinifolium* foi realizada aleatoriamente pela escolha de 5 indivíduos adultos que estavam em estágio reprodutivo, com bom vigor vegetativo e sem sintomas aparentes de ataque de pragas e doenças.

Os tratamentos corresponderam à realização de 2 alporque por árvore selecionada, sendo um com aplicação do regulador de crescimento AIB, na concentração de 10 mg L⁻¹ e outro sem aplicação. O alporque foi realizado em galhos de 2,0 cm de diâmetro, com o auxílio de estilete para a retirada de um anel de casca de 5,0 cm de comprimento (Figura 1A). Após retirada do anel de casca, o local foi pincelado com AIB ou não, a depender do tratamento e envolto com substrato comercial à base de casca de *Pinus* e recoberto com saco plástico transparente e amarrado com barbante (Figura 1B). Transcorridos 25 dias, foi avaliado o enraizamento dos alporques, com a contabilização das unidades amostrais que apresentaram raízes adventícias e calogênese.

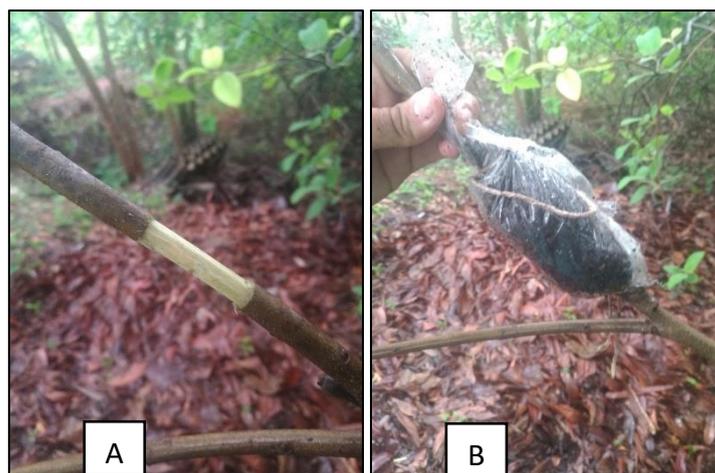


Figura 1 - Detalhe do anelamento realizado no galho de *A. fraxinifolium* (A); Alporque em galho de *A. fraxinifolium* (B).

O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado (DIC), consistindo de 2 tratamentos, com aplicação de AIB na concentração de 10mg/L e um tratamento controle com 5 repetições.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A rizogênese não foi detectada em nenhum dos alporques realizados, independentemente da aplicação exógena de AIB.

Dentre os fatores que interferem no processo de formação de raízes adventícias estão as condições fisiológicas, nutricionais e idade das plantas-matrizes, a estação do ano, além do tempo necessário para o processo rizogênico. No presente trabalho, o tempo possivelmente tenha sido o principal fator que influenciou nos resultados, uma vez que para das espécies florestais, o enraizamento adventício ocorre no período de dois a seis meses (DANNER et al., 2006).

A aplicação exógena de reguladores de crescimento na alporquia, como AIB e sua resposta em formação de raízes adventícias é genótipo-dependente. Em geral, concentrações altas de AIB na realização de alporquia em Gonçalo Alves poderia acarretar em um crescimento superior do número de raízes. Porém, nem sempre a adição de reguladores hormonais proporciona significativamente a emissão de raízes. Benassi et al. (2004) em trabalho realizado com o jambeiro-vermelho (*Syzygium malaccense* L.), constataram que a adição de AIB não aumentou o número de alporques enraizados, sendo que a maior porcentagem de enraizamento foi encontrada no tratamento sem fitoregulador.

Júnior et al. (2005) avaliaram o efeito da aplicação de AIB em pessegueiros através do método de alporquia, utilizaram um período longo de avaliação para as árvores alporcadas, foram 137 dias até a retirada dos sacos plásticos e a contagem do número de raízes que se desenvolveram. É possível fomentar discussão a respeito do

tempo utilizado para a avaliação da alporquia em Gonçalo Alves, neste trabalho foi realizado com uma metodologia de 23 dias para avaliação, com um período mais longo é provável que haja um maior crescimento de raízes para avaliar.

Para o enraizamento da Erva-Mate pelo método de alporquia realizado por Marques (2016), foi encontrado uma porcentagem de enraizamento maior nos tratamentos utilizando a embalagem preta ao invés do transparente na confecção do experimento, ou seja, nota-se que o tipo de embalagem utilizada também pode influenciar nos resultados do experimento, portanto para a realização da alporquia em Gonçalo Alves o tipo de embalagem é um fator que pode vir a ser considerado em um experimento.

Outro fator pode ter influenciado nenhum enraizamento dos ramos alporcados do Gonçalo Alves, como sem aplicação e com aplicação, principalmente a questão da escolha das matrizes devido as condições fisiológicas e nutricionais da planta, a estação do ano, mancha de solo e o tempo necessário para o surgimento das raízes.

CONCLUSÕES

O enraizamento adventício de alporques de *A. fraxinifolium* não foi observado aos 25 dias após sua realização, independentemente da aplicação de AIB.

REFERÊNCIAS

Danner MA, Citadin I, Fernandes Junior ADA, Assmann AP, Mazaro SM, Donazzolo J, et al. Enraizamento de jabuticabeira (*Plinia trunciflora*) por mergulhia aérea. Revista Brasileira de Fruticultura. 2006; 28(3): 530-532.

Gonçalves MPM, Maêda JM, Abreu HDS, Silva SP, Souza GD. Propagação Vegetativa da Aroeira (*Schinus terebinthifolius*) por Alporquia. Revista Brasileira de Biociências. 2007; 5(s2): 363-365.

Hartmann HT, Kester DE. Plant Propagation: principles and practices. 7. ed. New York: Prentice Hall. 2002; 880 p.

Júnior AW, Alexandre RS, da Silva Negreiros JR, Parizzotto A, Bruckner CH. Efeito da aplicação do ácido indol-butírico no enraizamento de ramos de pessegueiro biuti traves do processamento de alporquia. Ceres. 2015; 52(304).

Lorenzi H. Árvores brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa, SP. Editora Plantarum. 1992; 361p.

Marques DL. Ácido indol-butírico e tipo de embalagem para propagação de erva-mate (*Ilex paraguariensis* ST. HIL.) por alporquia. 2016. 40 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Dois Vizinhos. 2016.

Mendonça RC, Felfili JM, Walter BMT, Silva Júnior MC, Rezende AV, Filgueiras TS, et al. Flora Vascular do Cerrado. In: SM. Sano, SP Almeida. Cerrado, Ambiente e flora. Planaltina, EMBRAPA CPAC. 1998; 289-556.

Missio RF, Lins VS, Baleroni CRS, Anton CS, Silva AM, Cambuim J, et al. Ocorrência de *Astronium fraxinifolium* em associação com outras espécies na ocupação de áreas degradadas em Selvíria-MS. Folha de Viçosa Ltda. 2002; 425-427.

Nunes YRF, Fagundes M. Fenologia e germinação de sementes de dez espécies arbóreas da Reserva da COPASA, Juramento, Minas Gerais. Relatório Final. (UNIMONTES/ FAPEMIG - DEG 2393/2003) Universidade Estadual de Montes Claros, UNIMONTES, Montes Claros. 2006.

Ribeiro JF, Walter BMT. Fitofisionomia do Bioma Cerrado. In: Sano SM, ALMEIDA SP (Eds.) Cerrado: ambiente e flora. EMBRAPA CPAC, Planaltina. 1998.

Santos RM, Vieira FA, Fagundes M, Nunes YRF, Gusmão E. Riqueza e similaridade de oito remanescentes florestais no norte de Minas Gerais, Brasil. Revista *Árvore*. 2007; 31(1): 135-144. Disponível em: <<https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/minas-gerais/montes-claros-2886/>>. Acesso 10 de novembro de 2018.

RESISTÊNCIA E RECUPERAÇÃO À SECA DE UMA COMUNIDADE VEGETAL TROPICAL NO SUDESTE BRASILEIRO

Bethina Stein Soares²; Renan Köpp Hollunder³; Thales Braga Capetine¹; Mário Luís Garbin²
Tatiana Tavares Carrijo²

RESUMO: Este trabalho visa identificar os padrões de resistência e recuperação de espécies vegetais lenhosas num fragmento de Floresta Atlântica no Espírito Santo. Para isto 20 parcelas que estão dispostas em um transecto cobrindo um gradiente topográfico neste fragmento foram selecionadas e expedições a campo foram realizadas para reamostragem dos indivíduos. As análises multivariadas foram feitas buscando entender como a topografia influencia nos padrões de resistência e resiliência na comunidade vegetal. Nós encontramos uma maior influência da topografia nos padrões de resistência. Para a recuperação houve uma homogeneização para todos os habitats topográficos, não havendo forte influência da topografia.

Palavras chave: Gradiente topográfico; mudanças climáticas; resiliência; sub-bosque; sucessão florestal.

INTRODUÇÃO

O desafio atual dos cientistas de mudanças globais é compreender como a vegetação responderá às variações do clima e prever quais impactos serão causados. Acredita-se que a Floresta Atlântica seja um bioma vulnerável aos eventos relacionados às mudanças climáticas (SCARANO e CEOTTO 2015). Os gradientes topográficos têm um papel importante nos padrões estruturais encontrados nas comunidades vegetais (BOTREL et al. 2002). Esse fator somado aos processos de seca alteram a disponibilidade de recursos e condições, as quais são essenciais nos processos relacionados à produtividade primária (ADAMS et al., 2009; ALBERT, 2010; HOLLUNDER, 2018; HUBBELL, 2001). A seca é um processo natural (DAI et al., 2011) que pode estar relacionada ou não às mudanças climáticas (REICHSTEIN et al., 2011). A maior frequência e severidade da seca associada a temperaturas elevadas têm causado altas taxas de mortalidade e um crescimento mais lento das espécies vegetais

¹Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) - Centro de Ciências Agrárias e Engenharias (Campus Alegre), Departamento de Ciências Florestais e da Madeira (DCFM).

²Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) – Centro de Ciências Exatas, Naturais e da Saúde (Campus Alegre), Departamento de Biologia.

³Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia (PPGE).

lenhosas (ADAMS et al., 2009; BRODRICK et al., 2019; MEIR et al., 2015; VIOLLE et al., 2012;).

Uma perturbação é definida como um evento que ocorre em um espaço temporal que afeta os ecossistemas alterando a disponibilidade de recursos no ambiente físico (ÁLVAREZ-YÉPIZ et al., 2018). Como por exemplo, a seca e o déficit hídrico. A resposta a estas perturbações são classificadas em resiliência, resistência e recuperação. A resiliência é obtida através da resistência e recuperação, sendo definida como a capacidade de um sistema persistir e se recuperar à distúrbios exógenos (HODGSON et al., 2015). A resistência é capacidade de um sistema em persistir após a perturbação e a recuperação é capacidade desse mesmo sistema retornar às condições originais, ou seja, antes da perturbação. (HODGSON et al., 2015).

Uma forma da floresta se recuperar desses eventos é através da regeneração natural, onde espontaneamente espécies vegetais nativas irão se reestabelecer nos ambientes perturbados. Esse reestabelecimento proporciona diferentes níveis de sucessão florestal ao longo da comunidade vegetal, que varia também ao longo do gradiente topográfico (CROUZEILLES et al., 2017; MILLAN e SANCHEZ-AZOFEIFA, 2018). Este tipo de regeneração pode ser auxiliado por meio de intervenções humanas (CROUZEILLES et al., 2017). Este trabalho visa identificar os padrões de resistência e recuperação natural em contexto de seca em um fragmento de Floresta Atlântica no Espírito Santo.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado no Parque Estadual de Mata das Flores (PEMF), adjacente à área urbana do Município de Castelo, sul do Espírito Santo. O local de estudo situa-se no domínio de Floresta Atlântica, apresentando as fitofisionomias de floresta ombrófila e estacional semidecidual (OLIVEIRA-FILHO, 2005). O local apresenta uma variação topográfica, desde vales úmidos até topos de morro secos, com a diversidade da comunidade vegetal lenhosa variando substancialmente ao longo do gradiente (HOLLUNDER et al. 2014).

No PEMF existem dois fragmento onde foram amostradas 100 parcelas entre os anos de 2013 e 2015. Para este estudo, 20 parcelas foram selecionadas. Estas parcelas estão distribuídas em diferentes posições ao longo do gradiente: Baixada, relevo inclinado (slope 1 e slope 2) e topo de morro. A reamostragem do DAP foi realizada em dois espaços temporais, a primeira em 2017 e a segunda em 2019, buscando quantificar taxas de mortalidade e crescimento. A taxa de mortalidade foi calculada de acordo com Zuleta et al. 2017 e a taxa de crescimento foi calculada de acordo com Wright et al. 2010. Essas taxas foram usadas para entender os padrões de resistência (em 2017) e recuperação (em 2019). A taxa de crescimento relativo (TCR) foi calculada usando a seguinte reação: $TCR = \ln(DAF_f / DAP_i) / (t/365)$. Onde DAP_f e DAP_i são os valores de DAP final e inicial para cada indivíduo e t é o tempo médio entre as duas amostragens (WRIGHT et al. 2010). O estudo foi realizado com base nas 10 espécies mais

abundantes, onde 3 espécies são dominantes e 7 subordinadas. Foram calculadas as taxas de mortalidade e taxas de crescimento com base nos dados de crescimento relativo. A anova de medidas repetidas foi usada para identificar diferenças entre crescimento e mortalidade nos espaços temporais.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nossos resultados mostram que em 2017 o crescimento dos indivíduos na baixada foi maior do que o crescimento no topo de morro. A análise para medidas repetidas não mostrou diferença no crescimento na baixada entre os anos de 2017 e 2019, mas é possível observar que há uma tendência de um maior crescimento em 2017. Os indivíduos na baixada e slope 1 tiveram menores taxas de mortalidade em 2017 quando comparados com os indivíduos do slope 2 e topo de morro. Na recuperação, em 2019, as taxas de crescimento e mortalidade se mostraram mais similares entre si para todos os habitats topográficos.

Um ecossistema pode ser resistente através da resistência biológica ou por ter acessado a água por algum meio alternativo. Ambos fatores são alcançados através de adaptações fisiológicas e morfológicas das plantas em situações de seca com maior frequência e severidade (BRODRICK et al., 2019). A disponibilidade de água desempenha um papel vital para as espécies vegetais lenhosas. Isso possibilita uma recuperação, momento em que há maiores níveis de precipitação, após uma perturbação (ÁLVAREZ-YÉPIZ et al. 2018). Os ambientes de baixada são mais úmidos do que os demais habitats topográficos, o que aumenta a resistência da comunidade nesse ambiente (MILLAN e SANCHEZ-AZOFEIFA, 2018). Além disso, estudos sugerem que a heterogeneidade ambiental e alta diversidade de espécies das florestas tropicais aumentam a resiliência (resistência e recuperação) dos ecossistemas a perturbações climáticas severas, como a seca. (ÁLVAREZ-YÉPIZ et al. 2018).

CONCLUSÕES

Este trabalho demonstrou que a resistência à seca é fortemente afetada pela variação topográfica. Influenciando o padrão de resistência. O ambiente de baixada apresenta recursos que favorecem a resistência dos indivíduos a perturbações. Ou seja, aumenta a taxa de sobrevivência da comunidade vegetal. Nos outros ambientes isto não ocorreu, a comunidade apresentou baixa resistência aos estresses exógenos. Para a recuperação, a topografia não exerceu influência significativa, tendendo a ser similar para todos os habitats topográficos.

REFERÊNCIAS

Adams H. Temperature sensitivity of drought-induced tree mortality portends increased regional die-off under global-change-type drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2009; 106(17): 7063-7066.

Albert CH, Thuiller W, Yoccoz NG, Soudant A, Boucher F, Saccone P, et al. Intraspecific functional variability: Extent, structure and sources of variation. *Journal of Ecology*. 2010; 98(3): 604-613.

Álvarez-Yépiz, JC, Martínez-Yrizar A, Fredericksen TS. Resilience of tropical dry forests to extreme disturbance events. 2018.

Botrel RT, Oliveira Filho AD, Rodrigues LA, Curi N. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. *Revista Brasileira de Botânica*. 2002; 25(2): 195-213.

Brodrick PG, Anderegg LDL, Asner GP. Forest drought resistance at large geographic scales. *Geophysical Research Letters*. 2019.

Crouzeilles R, Ferreira MS, Chazdon RL, Lindenmayer DB, Sansevero JB, Monteiro L, et al. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. *Science Advances*. 2017; 3(11): e1701345.

Dai A. Drought under global warming: a review. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*. 2011; 2(1): 45-65.

Garcia Millan V, Sanchez-Azofeifa A. Quantifying Changes on Forest Succession in a Dry Tropical Forest Using Angular-Hyperspectral Remote Sensing. *Remote Sensing*. 2018; 10(12): 1865.

Hodgson D, McDonald JL, Hosken DJ. What do you mean, 'resilient'? *Trends in ecology & evolution*. 2015; 30(9): 503-506.

Hollunder RK, Guidoni-Martins KG, Lubner J, Ferreira RS, Carrijo TT, Mendonça EDS, et al. Associação entre espécies de sub-bosque e variação topográfica em um fragmento de Floresta Atlântica no Estado do Espírito Santo. *Acta Scientiae & Technicae*. 2014; 2(2): 35-41.

Hollunder RK. Efeitos da estiagem em espécies dominantes e subordinadas de uma comunidade de sub-bosque da Floresta Atlântica. 2018. 61f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Universitário Norte do Espírito Santo, São Mateus. 2018.

Engelbrecht BM, Comita LS, Condit R, Kursar TA, Tyree MT, Turner BL, et al. Drought sensitivity shapes species distribution patterns in tropical forests. *Nature*. 2001; 414: p. 80–83.

Meir P, Mencuccini M, Dewar RC. Drought-related tree mortality: addressing the gaps in understanding and prediction. *New Phytologist*. 2015; 207(1): 28-33.

Oliveira-Filho A. Análise florística de compartimento arbóreo de áreas de floresta atlântica sensus lato da região das bacias do leste (Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo e Rio de Janeiro). *Rodriguésia*. 2005; 56: p. 185-235.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. URL <http://www.R-project.org>., 2016.

Reichstein M, Bahn M, Ciais P, Frank D, Mahecha MD, Seneviratne SI, et al. Climate extremes and the carbon cycle. *Nature*. 2011; 2(1): 45-65.

Scarano F, Ceotto P. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. *Biodiversity and Conservation*. 2015; 24(9): 2319-2331.

Violle C, Enquist BJ, McGill BJ, Jiang LIN, Albert CH, Hulshof C. The return of the variance: intraspecific variability in community ecology. *Trends Ecology and Evolution*. 2012; 27(4): 244-252.

Zuleta D, Duque A, Cardenas D, Muller-Landau Hc, Davies S. Drought-induced mortality patterns and rapid biomass recovery in a terra firme forest in the Colombian Amazon. *Ecology* 2017; 1-9. DOI: 10.1002/ecy.1950

Wright SJ, Kitajima K, Kraft NJ, Reich, PB, Wright IJ, Bunker DE, et al. Functional traits and the growth — mortality trade-off in tropical trees. *Ecology*. 2010; 91: p. 3664-3674.

RESTAURAÇÃO FLORESTAL E MONITORAMENTO DAS ÁREAS DE APPs IRREGULARES DO CAMPUS "LUIZ DE QUEIROZ"

Daniela Meira¹; Guy Jann Terra¹; João Pedro Vicentini¹; Marina Ricciardi¹; Sáskia Lima¹

RESUMO: A adequação ambiental na Universidade, assim como em outras instituições é tema de diversos conflitos e de necessidades de ações que busquem corrigir a situação. O projeto constitui-se como uma oportunidade de participação de estudantes de graduação do campus, cujos cursos estão estreitamente relacionados ao tema de adequação ambiental, e se relaciona com o principal objetivo de realizar ações de restauração florestal e monitoramento nas Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reservas Legais (RL) do Campus “Luiz de Queiroz”. As metodologias a serem utilizadas são baseadas na resolução CBRN 01/2015, que complementa a Lei de Proteção da Vegetação Nativa, e incluem a atualização de mapas de uso e ocupação territorial, visitas/checagem em campo, desenvolvimento de ações educativas, bem como criação de subsídios que visem a melhoria ao planejamento e à ocupação dos espaços do campus. O projeto contribuirá ainda para atendimento à legislação vigente. O projeto possibilitou a análise dos obstáculos e demandas de cada área aliada à visão prática de cada fase da implantação de um projeto de restauração, bem como o acompanhamento e a atualização de informações relacionadas ao uso e ocupação de solo, observadas entre os períodos analisados, dentro do campus “Luiz de Queiroz”.

Palavras chave: Recuperação Ambiental; Espécies Nativas; Inventário Florestal.

INTRODUÇÃO

O campus "Luiz de Queiroz" da USP de Piracicaba, possui 48% do território da Universidade de São Paulo, contando entre sua área de 900 ha em Piracicaba, e suas estações experimentais com 3.800 ha, possuindo diversos problemas quanto a conservação e restauração de áreas de APP.

O projeto visa dar continuidade à recuperação das funções ecológicas das florestas ciliares e adequação das áreas da ESALQ à legislação vigente e cumprimento

¹ Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz- ESALQ/USP

das metas estabelecidas pelo Termo de Ajustamento de Conduta (TAC) junto ao Ministério Público Estadual.

O projeto baseia-se no acompanhamento constante da evolução das áreas através da observação da vegetação, uso do solo, cobertura florestal, inventários florestais e, comparando ao longo dos anos, os métodos aplicados e sua eficácia para alcançar objetivo final, a restauração da área.

MATERIAL E MÉTODOS

As atividades a serem desenvolvidas pelo projeto são o diagnóstico, a implantação, manutenção e monitoramento das APP's do campus "Luiz de Queiroz", realizados pelo Grupo de Extensão GADE (Grupo de Adequação Ambiental).

As áreas do Campus são divididas em 5 microbacias: Areão, CENA, Zootecnia, Monte Olimpo e Piracicamirim. Dentro dessas microbacias existe a subdivisão de áreas às quais o GADE trabalha, que totalizam 33. Para o melhor desenvolvimento da metodologia de trabalho foi dada preferência para 11 áreas, essas são: Aeroporto, Arena, Aterro, Palmeiras, Verdão, Entomo I, Abacaxi, Genética Nova, Seringal, Estufa e Xuxo.

O monitoramento das áreas deve ser realizado semestralmente nas mesmas parcelas analisando:

- Fatores de degradação (como o excesso de lianas, presença de braquiária, e alta taxa de mortalidade)
- Fatores positivos (regeneração natural)
- Conservação do solo
- Cobertura de espécies invasoras
- Cobertura de copa
- Indivíduos arbóreos (espécie, altura, cap, regenerante ou plantada)



Figura 1 - Divisão das microbacias existentes do Campus “Luiz de Queiroz” (Fonte: Plano Diretor- ESALQ).

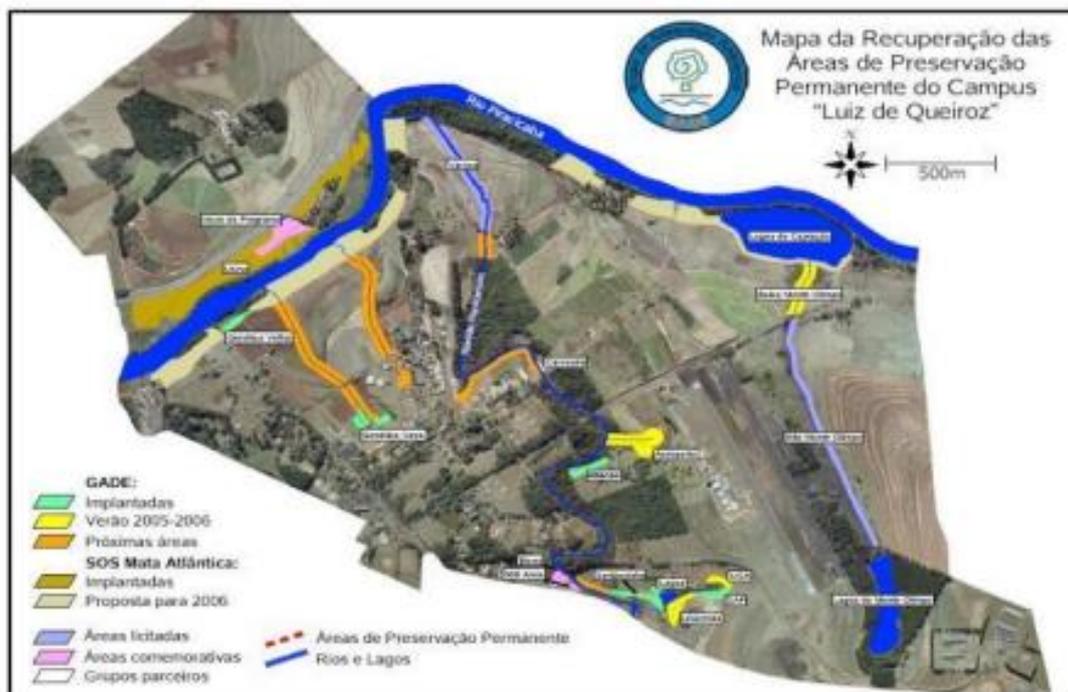


Figura 2 - Divisão das áreas pertencentes ao GADE (Fonte: Plano Diretor- ESALQ).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O projeto possibilitou a análise dos obstáculos e demandas de cada área para elaboração de um plano de ação e mostrou, entre os períodos analisados, a mudança no

uso e ocupação do solo do campus, através da expansão da cobertura florestal nas áreas de APP e a redução das pastagens extensivas e culturas anuais adequando às metas estabelecidas pelo Ministério Público.

Foi possível, através da elaboração de mapas e tabelas com informações atualizadas, a orientação de programas institucionais, como o “Plano Diretor Socioambiental Participativo do campus Luiz de Queiroz” , ligados ao uso do solo e áreas verdes para realizarem a devida manutenção de uma grande porção do *campus* ocupada por áreas ociosas, de modo a constituir uma reserva legal dentro do *campus* e estabelecer Metas e Indicadores para os próximos anos.

Tabela 1 - Valores absolutos em hectare das categorias de uso e ocupação territorial do Campus “Luiz de Queiroz” e as respectivas variações percentuais, considerando os períodos de 2009 a 2013 e de 2017 a 2009 (Fonte: Plano Diretor ESALQ).

Categorias de uso e ocupação territorial	Ano Base do Diagnóstico			Variação		
	2009	2013	2017	2009-2013	2013-2017	2009-2017
	----- ha -----					
Áreas Ociosas	123,43	114,94	66,46	-7%	-42%	-46%
Cultura Anual	143,93	116,81	173,10	-19%	48%	20%
Cultura Perene	42,81	36,29	31,67	-15%	-13%	-26%
Cultura semi-perene	22,38	11,39	9,89	-49%	-13%	-56%
Floresta em Restauração	47,04	92,34	97,32	96%	5%	107%
Floresta Nativa Remanescente	103,84	116,60	116,60	12%	0%	12%
Pastagem Extensiva	37,55	30,40	26,14	-19%	-14%	-30%
Pastagem Intensiva	83,67	84,46	84,80	1%	0%	1%
Silvicultura	54,55	52,96	50,95	-3%	-4%	-7%

CONCLUSÕES

A partir da análise de dados apresentados anteriormente, conclui-se que o monitoramento é uma etapa essencial para que o projeto de restauração florestal ocorra com êxito.

Para que uma área seja designada como restaurada, considera-se o restabelecimento dos processos ecológicos, ademais, é necessário incluir aspectos específicos do local, que só serão conhecidos através de atividades de manutenção e monitoramento.

Ainda, conclui-se que um bom monitoramento pode ser visto como ferramenta de base para diagnósticos e instrumento de apoio à construção de programas e políticas socioambientais.

AGRADECIMENTOS

À Prefeitura do Campus “Luiz de Queiroz”/PUSP-LQ pela infraestrutura e disponibilização de funcionários e máquinas para as idas à campo.

Ao Laboratório de Silvicultura Tropical- LASTROP, pertencente ao Departamento de Ciências Florestais, pela ajuda diária, em campo e no laboratório, de seus professores, funcionários e alunos de pós graduação.

Ao Plano Diretor Socioambiental Participativo e do “Programa USP Recicla” que tanto nos ajudaram com os trâmites burocráticos e, escreveram em conjunto, as alterações do uso e ocupação do solo no documento oficial do campus “Luiz de Queiroz”.

REFERÊNCIAS

Brançalion PHS, Gandolfi S, Rodrigues RR. Restauração Florestal. [S. l.]: Oficina de Textos, 2015.

Rodrigues RR, Isernhagem I, Brançalion PHS. Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. 2009.

Piracicaba. Termo de Ajustamento de Conduta n. 120 de 2002. SP, 2002

São Paulo. Portaria n. 01, de 17 de jan. de 2015. Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica, SP, jan 2015

SÍNDROMES DE DISPERSÃO E CLASSES SUCESSIONAIS DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM ÁREA DE RESTAURAÇÃO PÓS- MINERAÇÃO DE BAUXITA: DO PLANTIO AO MONITORAMENTO

Luiz Henrique Elias Cosimo¹; Sebastião Venâncio Martins¹; Wesley da Silva Fonseca¹; Diego Balestrin¹;
Aldo Teixeira Lopes²; Rodrigo da Silva Barros²; Christian Fonseca de Andrade²

RESUMO: O objetivo deste estudo foi caracterizar as espécies utilizadas no plantio de restauração pós-mineração de bauxita e as espécies inventariadas na mesma área após 14 anos quanto à síndrome de dispersão e classe sucessional. A área de estudo, localizada em Descoberto, Minas Gerais, passou pela mineração de bauxita em 2003 e na sequência recebeu o plantio de espécies nativas. Um inventário tipo censo foi realizado na área após 14 anos, incluindo todos os indivíduos com circunferência à altura do peito ≥ 15 cm. As espécies foram classificadas quanto às suas síndromes de dispersão em zoocóricas, anemocóricas ou autocóricas e também quanto ao grupo sucessional em espécies pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias. Nas duas ocasiões, a predominância de espécies zoocóricas foi observada, além de incremento no número de espécies desta categoria no inventário, as quais contribuem para o enriquecimento natural da área e avanço da sucessão ecológica. Um incremento no número de espécies pioneiras e secundárias iniciais foi observado, enquanto o número de espécies classificadas como secundárias tardias se manteve constante. O grande incremento no número de espécies pioneiras é um resultado muito positivo e indica que as ações de restauração possibilitaram a chegada de novas espécies colonizadoras, as quais poderão melhorar o ambiente para que as espécies mais tardias da sucessão possam se estabelecer. Os dados de síndrome de dispersão e classes sucessionais das espécies do plantio e do inventário indicam que a restauração de áreas pós-mineração de bauxita na Zona da Mata está sendo bem planejada e gerando bons resultados.

Palavras chave: Mata Atlântica; Recuperação de Áreas Degradadas; Restauração Ecológica.

INTRODUÇÃO

¹ Laboratório de Restauração Florestal, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais.

² Companhia Brasileira de Alumínio – CBA, Unidade Miraf, Miraf, Minas Gerais.

*Corresponding author. E-mail: venancio@ufv.br

A atividade de mineração é muito importante para a economia do país (DNPM, 2018) e grandes desafios surgem da necessidade de conciliar a exploração mineral e a conservação do meio ambiente (EL BIZRI et al, 2016; SONTER et al., 2018). Um desses desafios é a restauração de áreas mineradas (MACDONALD et al., 2015).

A restauração ecológica tem como objetivo principal recuperar a integridade ecológica do ecossistema, incluindo um nível mínimo de biodiversidade e de variabilidade na estrutura e funcionamento dos processos ecológicos (GANDOLFI et al., 2007; MARTINS, 2014). Dessa forma, para garantir o sucesso dos projetos de restauração é fundamental monitorar o processo adotado a fim de verificar se os objetivos estão sendo atingidos (BRANCALION et al., 2012).

O levantamento da composição florística é um dos indicadores que podem ser utilizados no monitoramento, uma vez que a vegetação arbórea resulta de um conjunto de processos ecológicos e, portanto, expressa a resiliência do ecossistema em restauração (MARTINS e KUNZ, 2007; MIRANDA NETO et al., 2012).

Neste contexto, o objetivo desse trabalho foi caracterizar as espécies utilizadas no plantio de restauração pós-mineração de bauxita e as espécies inventariadas na mesma área após 14 anos quanto à síndrome de dispersão e classe sucessional.

MATERIAL E MÉTODOS

A área em estudo está localizada no município de Descoberto, Minas Gerais. O clima é do tipo Aw segundo o sistema de Köppen - tropical com estação seca. A vegetação nativa da região é a Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2012). No entorno da área de estudo existem áreas em processo de restauração com diferentes idades, pastagens e fragmentos florestais preservados. A área em restauração é delimitada no seu entorno por uma estrada vicinal e apresenta 1,0 ha.

A extração da bauxita ocorreu em meados de 2003, quando todo o solo superficial (*topsoil*) foi removido e armazenado. Uma vez encerrada a extração de minério, no final deste mesmo ano e início de 2004 a área recebeu ações de reabilitação do solo (reconformação topográfica, reposição do *topsoil*, adução verde com *Cajanus cajan* (L) Hunth e calagem) e em seguida foi realizado o reflorestamento heterogêneo em área total com espécies arbóreas.

Um inventário do tipo censo foi realizado para avaliação da área 14 anos após o plantio. Na ocasião, todos os indivíduos com circunferência à altura do peito (CAP) \geq 15 centímetros foram mensurados e identificados. A lista de espécies plantadas e das espécies encontradas no inventário pode ser conferida no trabalho de Balestrin (2018).

Para o presente estudo, as espécies foram classificadas quanto às suas síndromes de dispersão em zoocóricas, anemocóricas ou autocóricas (VAN der PIJL, 1982) e

também quanto ao grupo sucessional em espécies pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias (SWAINE e WHITMORE, 1988). Espécies exóticas, sem informação na literatura, classificadas em nível de gênero ou indeterminadas foram agrupadas como não classificadas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O plantio foi realizado com mudas de 37 espécies e o inventário mostrou a presença de 64 espécies com CAP \geq 15 cm após 14 anos em processo de restauração. Nas duas ocasiões, a predominância de espécies zoocóricas foi observada (Figura 1). Os resultados apontam uma proporção parecida de síndromes de dispersão no plantio e no inventário, porém houve incremento no número de espécies em todas as categorias após 14 anos.

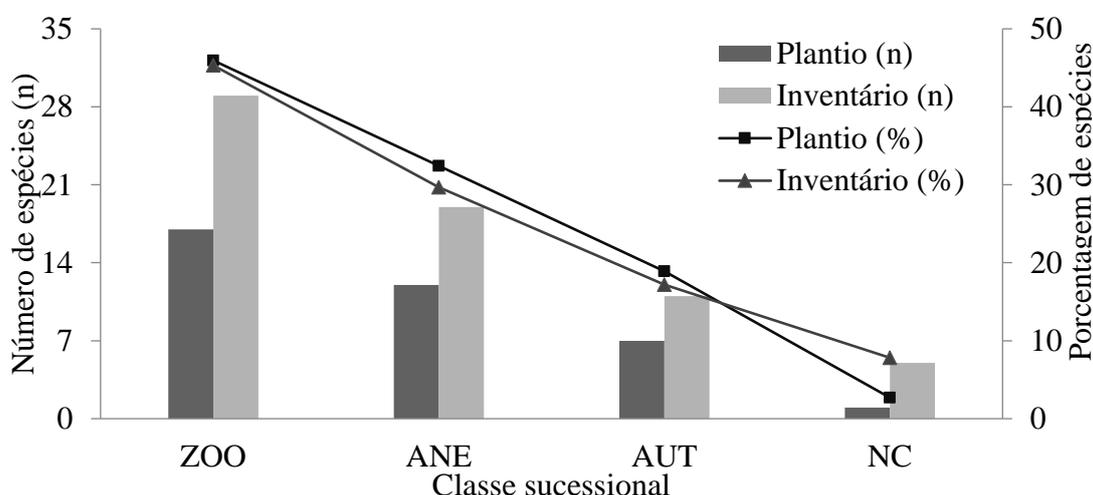


Figura 1 - Número (n) e porcentagem (%) de espécies em relação à síndrome de dispersão no plantio e inventário após 14 anos de área em processo de restauração em Descoberto, Minas Gerais. ZOO= zoocórica, ANE= anemocórica, AUT= autocórica, NC= não classificada.

O uso de espécies zoocóricas é de fundamental importância para a autossustentabilidade de um ecossistema florestal em processo de restauração (CAMPOS et al., 2012; PILON et al., 2013). Essas espécies fornecem recursos para animais silvestres, que podem trazer consigo sementes alóctones e, portanto, contribuindo para o enriquecimento natural da área e avanço da sucessão ecológica (ROCHA et al., 2012; VOLPATO et al., 2012).

Com relação à classe sucessional, no momento do plantio a maior parte das espécies eram secundárias iniciais, porém após 14 anos, a porcentagem de pioneiras e

secundárias iniciais foi parecida, havendo incremento no número de espécies (Figura 2). O número de espécies classificadas como secundárias tardias se manteve constante.

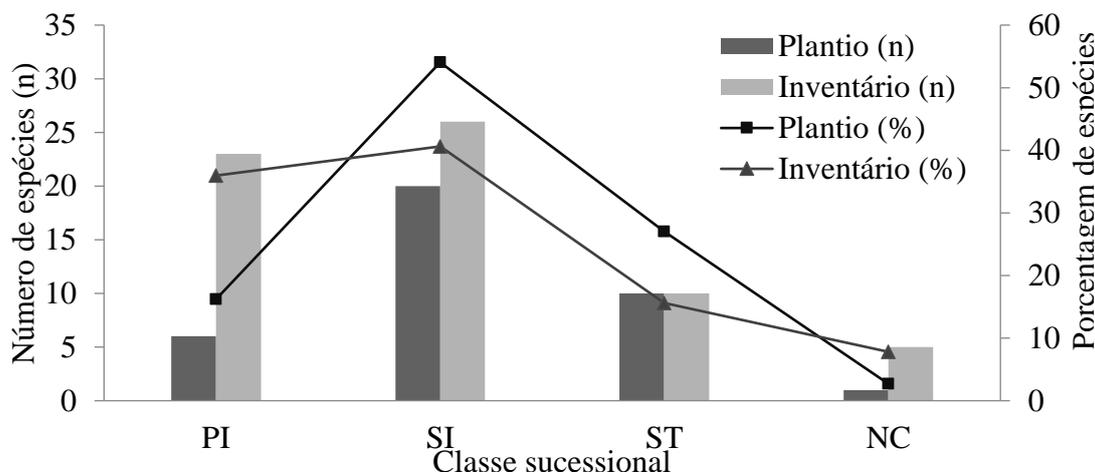


Figura 2 - Número (n) e porcentagem (%) de espécies em relação à classe sucessional no plantio e inventário após 14 anos de área em processo de restauração em Descoberto, Minas Gerais. PI= pioneira, SI= secundária inicial, ST= secundária tardia, NC= não classificada.

O grande incremento no número de espécies pioneiras e secundárias iniciais é um resultado muito positivo e indica que as ações de restauração possibilitaram a chegada de novas espécies colonizadoras, que em apenas 14 anos já estavam presentes no estrato adulto. Assim, espera-se que as espécies mais tardias da sucessão possam se estabelecer em seguida, ao encontrar condições de sombreamento, umidade e fertilidade mais adequadas para seu desenvolvimento (GUARIGUATA e OSTERTAG, 2001; MAGNANO et al., 2012). Além disso, é importante ter espécies de todos os grupos sucessionais no plantio para garantir a regeneração de espécies por longos períodos de tempo e evitar a necessidade de enriquecimento futuro (RODRIGUES et al., 2009).

Dessa forma, o plantio realizado realizou de forma satisfatória a função esperada de catalizador da regeneração natural (PARROTA et al., 1997), favorecendo o processo ecológico de dispersão por animais e possibilitando o enriquecimento natural dessa área.

CONCLUSÕES

As medidas de restauração florestal em áreas pós-mineração de bauxita na Zona da Mata estão sendo realizadas de forma ideal devido aos valores observados das categorias de síndromes de dispersão e classes sucessionais. A transposição do *topsoil* armazenado e a preservação de fragmentos florestais nas proximidades da área minerada são responsáveis pela chegada observada de novas espécies e, portanto, fundamentais para a sustentabilidade da atividade.

AGRADECIMENTOS

À Companhia Brasileira de Alumínio (CBA) pelo financiamento do projeto e ao CNPq pela concessão da bolsa durante a realização deste trabalho.

REFERÊNCIAS

Brancalion PHS, Viani RAG, Rodrigues RR, Gandolfi S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: Martins SV (Ed.). Restauração ecológica de ecossistemas degradados. 2ª ed. Viçosa: Editora UFV; 2012, p. 262-293.

Balestrin D. Fitossociologia e dinâmica do solo e da paisagem em áreas sob influência da mineração de bauxita em Minas Gerais-Brasil. 2004. 126p. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2014.

Campos WH, Neto AM, Peixoto HJC, Godinho LB, Silva E. Contribuição da fauna silvestre em projetos de restauração ecológica no Brasil. *Pesquisa Florestal Brasileira*. 2012; 32(72): 429-440.

DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral, 2018. Informe Mineral: 1º/2018. Disponível em: <http://www.anm.gov.br/dnpm/publicacoes/serie-estatisticas-e-economiamineral/informe-mineral/publicacoes-nacionais/informe_mineral_1_2017> Acesso em 07 de maio de 2019.

El Bizri HR, Macedo JCB, Paglia AP, Morcatty TQ. Mining undermining Brazil's environment. *Science*. 2016; 353(6296): 228-228.

Gandolfi S, Martins SV, Rodrigues RR. Forest restoration: many views and objectives. In: Rodrigues RR, Martins SV, Gandolfi S (Eds.). High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil. New York: Nova Science Publishers; 2007, p.3- 26.

Guariguata MR, Ostertag R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*. 2001; 148(1-3): 185-206.

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

Macdonald SE, Landhäuser SM, Skousen J, Franklin J, Frouz J, Hall S, et al. Forest restoration following surface mining disturbance: challenges and solutions. *New Forests*. 2015; 46(5-6): 703-732.

Magnano LFS, Martins SV, Venzke TS, Ivanauskas NM. Os processos e estágios sucessionais da Mata Atlântica como referência para a restauração florestal. In: Martins SV (Ed.). Restauração ecológica de ecossistemas degradados. 2ª ed. Viçosa: Editora UFV; 2012, p. 262-293.

Martins SV. Recuperação de matas ciliares: no contexto do Novo Código Florestal. Viçosa: Editora Aprenda Fácil; 2014.

Martins SV, Kunz SH. Use of evaluation and monitoring indicators in a riparian forest restoration project in Viçosa, southeastern Brazil. In: Rodrigues RR, Martins SV, Gandolfi S. High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil. New York: Nova Science Publishers; 2007, p.261-273.

Miranda Neto A, Martins SV, Silva KA, Gleriani JM. Florística e estrutura do estrato arbustivoarbóreo de uma floresta restaurada de 40 anos, Viçosa, MG. Revista Árvore. 2012; 36: 869-878.

Parrotta JA, Turnbull JW, Jones N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. Forest Ecology and Management. 1997; 99(1-2): 1-7.

Pilon L, Natashi A, Durigan G. Critérios para indicação de espécies prioritárias para a restauração da vegetação de cerrado. Scientia Forestalis. 2013; 41(99): 389-399.

Rocha EC, Silva E, Martins SV, Volpato GH. O papel dos mamíferos silvestres na sucessão e na restauração ecológica. In: Martins SV (Ed.). Restauração ecológica de ecossistemas degradados. 2ª ed. Viçosa: Editora UFV; 2012, p. 262-293.

Rodrigues RR, Lima RA, Gandolfi S, Nave AG. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. Biological Conservation. 2009; 142(6): 1242-1251.

Sonter LJ, Ali SH, Watson JE. Mining and biodiversity: key issues and research needs in conservation science. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences. 2018; 285(1892): 20181926.

Swaine MD, Whitmore TC. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. Vegetation. 1988; 75(1-2):.81-86.

Van der Pijl L. Principles of dispersal in higher plants. 3ª. ed. New York: Springer Verlag; 1982.

Volpato GH, Lopes EV, Anjos L dos, Martins, SV. O papel ecológico das aves dispersoras de sementes na restauração ecológica. In: Martins SV (Ed.). Restauração ecológica de ecossistemas degradados. 2ª ed. Viçosa: Editora UFV; 2012, p. 262-293.

SOBREVIVÊNCIA DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM ÁREA DEGRADADA DO CERRADO NO NORTE DE MINAS GERAIS

Cintia Dayrane Duarte Moreira¹; Nilza de Lima Pereira Sales¹; Letícia Renata de Carvalho¹; Ludmila Santos Saraiva¹; Luiz Pedro Pereira Magalhães¹

RESUMO: Este estudo teve como objetivo avaliar o índice de sobrevivência de mudas de espécies arbóreas plantadas em área de pastagem degradada no norte de Minas Gerais, após 15 meses de plantio como indicador vegetativo da avaliação do processo de restauração e para subsidiar a seleção de espécies para a restauração florestal na região. Foram plantadas um total de 80 mudas, no período chuvoso, sendo 14 mudas de *Albizia lebbbeck* (L.) Benth., 13 mudas de *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* (Griseb.) Altschul, 9 de *Bauhinia forficata* Link, 29 de *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong e 15 de *Myracrodruon urundeuva* Allemão. As espécies *A. lebbbeck*, *M. urundeuva* e *E. contortisiliquum* apresentaram os resultados mais satisfatórios (com taxas de sobrevivência superiores a 90%), a espécie *A. colubrina* apresentou taxa superior a 80 %, e a espécie *B. forficata* foi a que apresentou a menor sobrevivência (taxa inferior a 50%). De maneira geral, com exceção desta última, todas as espécies demonstram capacidade em se estabelecer em ambientes com condições ambientais semelhantes, eliminando-se a necessidade de replantio.

Palavras chave: restauração; espécies florestais; plantio de mudas.

INTRODUÇÃO

O surgimento de áreas degradadas, no Brasil, tem aumentado consideravelmente, ao longo dos anos, ocasionando inúmeros prejuízos ao meio ambiente (BEZERRA *et al.* 2006). Uma área degradada, segundo a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Meio Ambiente, caracteriza-se por ter sofrido em algum grau, perturbações em sua integridade, sejam, de natureza física, química ou biológica, ademais, o processo de recuperação deve reestruturar a integridade do ecossistema, e, ao mesmo tempo, resgatar sua capacidade produtiva, estabelecendo assim, produção sustentável de alimentos, matérias-primas e/ou prestação de serviços ambientais.

O norte de Minas Gerais apresenta grandes extensões de áreas degradadas, principalmente, pelo uso do solo fora da sua aptidão, na sua maioria pela implantação de

¹ Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais, Avenida Universitária, 1000, Universitário, CEP 39.404-547, Montes Claros, MG, Brasil.

pastagens em ecossistemas sensíveis ecologicamente, onde o clima árido não favorece a cobertura vegetal das plantas forrageiras durante todo o ano e os solos então descobertos são altamente degradáveis. Outro fato é o desrespeito à legislação ambiental e o uso indevido de áreas de Reserva Legal e Preservação Permanente que são abandonadas, gerando-se, como consequência, um passivo ambiental a ser restaurado. O que agrava ainda mais a situação é que, tais ecossistemas degradados carecem de técnicas e metodologias efetivas para a sua recuperação, e, iniciativas que possam gerar informações a respeito são de grande relevância para subsidiar ações de mitigação ambiental dessas áreas.

A restauração florestal, possibilita a reconstrução gradual do ecossistema e recria condições para o restabelecimento da sua integridade ecológica e biodiversidade (MARTINS, 2016). Dentre os métodos de restauração, o plantio de mudas é o mais usual e, seu objetivo principal é acelerar o processo de sucessão natural, proteger rapidamente o solo contra a erosão e garantir o aceleração e sucesso da recuperação, sua grande vantagem é o controle da densidade de plantio, controle da composição florística inicial, e sua fácil operacionalização e custo reduzido em áreas de fácil acesso (ALMEIDA, 2016). Mas para que o plantio de mudas cumpra seus objetivos, precisa-se selecionar espécies que consigam sobreviver e se desenvolver no ambiente degradado.

Já o sucesso de um projeto de restauração florestal deve ser avaliado por meio de indicadores que permitem definir se o projeto de restauração necessita de algumas interferências, ou não, para se alcançar os objetivos traçados (MARTINS, 2016). Inúmeros indicadores podem ser avaliados, como: presença de espécies arbóreas exóticas e invasoras, ataque de formigas cortadeiras, sintomas de deficiência nutricional, número de indivíduos de espécies arbustivo-arbóreas, mortalidade de mudas, cobertura de área por espécies arbustivo-arbóreas e acréscimo de outras formas de vida (MIRANDA NETO, 2015). Entretanto, os mais utilizados são os indicadores vegetativos como: a regeneração natural, crescimento e sobrevivência das mudas plantadas, chuva de sementes, banco de sementes do solo, abertura do dossel, produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes (MARTINS, 2016).

Este estudo teve como objetivo avaliar o índice de sobrevivência de mudas das espécies arbóreas *Albizia lebbbeck* (L.) Benth., *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* (Griseb.) Altschul, *Bauhinia forficata* Link, *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong, *Myracrodruon urundeuva* Allemão, plantadas em área de pastagem degradada no norte de Minas Gerais, após 15 meses de plantio como indicador vegetativo da avaliação do processo de restauração e para subsidiar a seleção de espécies para a restauração florestal na região.

MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo está inserida no Instituto de Ciências Agrárias (ICA) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), campus Montes Claros, localizada entre as coordenadas geográficas (16°41'10'S, 43°50'22''W), com predominância de relevo ondulado.

O clima é caracterizado como tropical quente, com inverno seco (tipo Aw segundo a classificação de Köppen), com estiagem que se estende do mês de abril a outubro; possui áreas de transição entre o Cerrado, Caatinga e Mata Seca, sendo o domínio Cerrado predominante na área de estudo.

A área possui um histórico de utilização como área de pastagem, e em função do uso fora da aptidão e falta de manejo, foi abandonada pelo insucesso da cobertura pelas gramíneas forrageiras. Encontra-se com alto grau de degradação ambiental, caracterizada pela erosão superficial do solo e compactação. Apesar de possuir alguns remanescentes arbóreos e alguns regenerantes, se encontra num lento processo de recuperação, sendo necessária a intervenção humana para a sua restauração.

As espécies avaliadas no experimento (Tabela 1) foram selecionadas por serem nativas da região ou exótica adaptada, pelas suas características ecológicas, por sua facilidade de disponibilidade de sementes e produção de mudas. A técnica de restauração adotada até o presente momento foi o plantio de mudas.

As mudas das espécies arbóreas *albizia* (*A. lebbeck*), angico vermelho (*A. colubrina* var. *cebil*), pata de vaca (*B. forficata*), tamboril (*E. contortisiliquum*) e aroeira do sertão (*M. urundeuva*) foram produzidas no viveiro florestal do ICA-UFMG e plantadas com seis meses de idade.

Para isso, foram abertas, mecanicamente, covas de dimensão 40 x 40 x 40 cm, distantes aproximadamente 3 metros umas das outras e distribuídas em linhas, em nível, pela área de plantio. Cada cova foi preenchida com uma mistura de três partes de esterco bovino e uma parte de lodo de esgoto da Estação de Tratamento de Esgoto da Copasa de Montes Claros – MG.

Foram plantadas um total de 80 mudas, no período chuvoso (janeiro de 2018), e receberam irrigação duas vezes por semana durante trinta dias, simulando condições que normalmente, as mudas são submetidas nas ações de recuperação na região, devido à escassez hídrica, dificuldades de irrigação por períodos maiores, nas propriedades rurais.

Tabela 1 - Espécies arbóreas plantadas para a restauração de área de cerrado degradada

Família	Espécie	GE	Origem	SD
Fabaceae	<i>Albizia lebbbeck</i> (L.) Benth.	P	E	Ane
	<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul	Si	N	Ane
	<i>Bauhinia forficata</i> Link	Si	N	Auto
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	P	N	Zoo
Anacardiaceae	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	P	N	Ane

no norte de Minas Gerais.

Em que: GE = grupo ecológico (P = pioneira, SI = secundária inicial), SD = síndrome de dispersão (Ane = anemocórica, Aut = autocórica, Zoo = zoocórica), N = nativa; E = exótica; Fonte: (MIRANDA NETO, 2015; GUIMARÃES *et al.* 2014; BRITO, 2016; ZAMA *et al.* 2012; LORENZI, 1992)

Plantaram-se 14 mudas de albizia; 13 mudas de angico; 9 de pata de vaca; 29 de tamboril e 15 de aroeira. Os tratos culturais consistiram de capinas e coroamento das plantas, quando necessário, a fim de minimizar a competição com as plantas invasoras, principalmente nos períodos chuvosos.

Avaliou-se o indicador vegetativo, sobrevivência de mudas, mensalmente, por um total de 15 meses.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao avaliar a taxa geral de sobrevivência das 80 mudas plantadas pertencentes às 5 espécies arbóreas, verificou-se que a sobrevivência após 15 meses foi de 90 %. Os dados por espécie, são apresentados na Tabela 2. As taxas variaram entre 44,44 a 100% de sobrevivência entre as espécies.

Tabela 2 - Porcentagem de sobrevivência aos 15 meses de espécies arbóreas plantadas em cerrado degradado no norte de Minas Gerais (Fonte: Autor).

Espécie	Sobrevivência
<i>Albizia lebbbeck</i> (L.) Benth.	100,00 %
<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul	84,62 %
<i>Bauhinia forficata</i> Link	44,44 %
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	96,55 %
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	100,00 %

As espécies *A. lebbeck*, *M. urundeuva* e *E. contortisiliquum* apresentaram os resultados mais satisfatórios (com taxas superiores a 90%), a espécie *A. colubrina* apresentou taxa superior a 80 %, e a espécie *B. forficata*, ao contrário das demais que apresentou uma baixa sobrevivência (taxa inferior a 50%) (Tabela 2).

Segundo Knowles e Parrotta (1995), em plantios de recuperação de áreas degradadas, valores de sobrevivência superiores a 75% são considerados altos e inferiores a 50% são considerados baixos. De acordo com Corrêa; Cardoso; Durigan; Silveira (1988; 1999 *apud* LIMA, 2014) em estudos realizados no Cerrado considera-se que baixa taxa de sobrevivência é quando os valores são menores que 60%, mediana de 61 a 80% e alta acima de 81%, em fases iniciais da recuperação. Neste sentido, a taxa de 90% de sobrevivência das espécies em área degradada em local com predominância do domínio cerrado é alta.

A variação nos dados de mortalidade de áreas restauradas por meio de plantio de mudas nos diferentes estudos citados e neste estudo pode estar relacionada a vários fatores, como o histórico de uso da área restaurada, a presença de espécies invasoras, o grau de degradação da área, a presença de pragas, a escolha das espécies para o plantio, a manutenção da área, entre outros (SILVA *et al.* 2016). Entende-se que as espécies *A. colubrina* e a espécie *B. forficata*, por pertencerem ao grupo ecológico das secundárias iniciais podem ter tido dificuldades em sua adaptação a área por esta se encontrar no início do processo de recuperação, em consequência, foram as duas espécies que apresentaram taxas de sobrevivência mais baixas.

CONCLUSÕES

Apesar do pouco tempo decorrido entre o plantio e a avaliação do projeto, de apenas 15 meses, os valores de sobrevivência já indicam que o reflorestamento está favorecendo a restauração da área degradada, através da cobertura e proteção do solo, criando um sítio mais adequado para o estabelecimento de espécies nativas. De maneira geral, com exceção de *B. forficata*, todas as espécies demonstram capacidade em se estabelecer em ambientes semelhantes, eliminando-se a necessidade de replantio.

REFERÊNCIAS

Almeida DS. Modelos de recuperação ambiental. In: Almeida DS. Recuperação ambiental da Mata Atlântica [online].3. ed. Ilhéus, BA: Editus. 2016; p. 100-137. ISBN 978-85-7455-440-2. Disponível em: <<http://books.scielo.org/id/8xvf4/pdf/almeida-9788574554402.pdf>>. Acesso em: 16 mai. 2019.

Bezerra FB, Oliveira MACL, Perez DV, Andrade AGA, Meneguelli NM. Lodo de esgoto em revegetação de área degradada. Brasília: Pesq. agropec. bras. 2006; 41(3):

469-476. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/pab/v41n3/29119.pdf> >. Acesso em: 16 mai. 2019.

Brito CA. Coloração do tegumento relacionado a permeabilidade e dormência física de sementes de *Albizia lebbbeck* (L.) Benth. 2016. 101f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Qualidade Ambiental) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia. 2016.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Recuperação de Áreas Degradadas. Disponível em: <<http://www.cnpma.embrapa.br/unidade/index.php?id=229&func=pesq>>. Acesso em: 07 mai. 2019.

Guimarães S, Martins SV, Neri AV, Gleriani JM, Silva KDeA. Banco de sementes de áreas em restauração florestal em Aimorés, MG. Colombo: Pesquisa florestal brasileira. 2014; 34(80): 357-368.

Knowles OH, Parrotta JA. Amazonian forest restoration: an innovative system for native species selection based on phenological data and field performance indices. *Commonw: Forest Review*. 1995; 3: 230-243. Disponível em:<<https://pfb.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/articulo/view/437>>. Acesso em: 07 mai. 2019.

Lima PAF. Eficiência de indicadores da restauração ecológica em mata ripária (fase de implantação) no bioma cerrado, Gama – DF. 2014. 96 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) — Universidade de Brasília, Brasília. 2014.

Lorenzi H. Árvores brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa, SP: Editora Plantarum. 1992.

Martins SV. Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. 4. ed. Viçosa: Aprenda Fácil. 2016. 270p.

Miranda Neto A. Banco de sementes do solo, regeneração natural e dinâmica da serapilheira em área minerada em processo de restauração no sudeste do Brasil. 2015. 64 f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2015.

Silva KA, Martins SV, Miranda Neto A, Demolinari RA, Lopes AT. Restauração Florestal de uma Mina de Bauxita: Avaliação do Desenvolvimento das Espécies Arbóreas Plantadas. *Floresta e Ambiente*. [online]. 2016; 23(3): 309-319. ISSN 1415-0980. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S217980872016000300309&script=sci_abstract&tlng=pt>. Acesso em: 16 mai. 2019.

Zama MY, Bovolenta YR, Carvalho ED, Rodrigues DR, Araújo CD, Sorace MD, et al. Florística e síndromes de dispersão de espécies arbustivo-arbóreas no Parque Estadual Mata São Francisco, PR, Brasil. *Hoehnea*. 2012; 39(3): 369-378. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S223689062012000300002&script=sci_abstract&tlng=pt. Acesso em: 16 mai. 2019.

TREPADEIRAS E SUA IMPORTÂNCIA PARA RESTAURAÇÃO FLORESTAL NA RESERVA PARTICULAR DE PATRIMÔNIO NATURAL (RPPN) BOTUJURU, MOGI DAS CRUZES, SP.

Myllia Lopes Alves^{1, 2}; Caroline Lessa de Almeida³; Sérgio Zanata Carvalho^{2, 4}; Lettycia Fernanda Correia^{1, 5}; Renata Jimenez de Almeida-Scabbia⁶

RESUMO: A região neotropical apresenta uma das mais ricas composições florísticas do mundo, diante disso o objetivo do trabalho foi realizar um levantamento florístico de plantas trepadeiras ocorrentes em um trecho da Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN) Mogi das Cruzes, SP. O método utilizado foi o caminhamento com coleta de material botânico em estado fértil. As identificações foram realizadas com auxílio de literatura específica e posteriormente depositado no herbário Mogiense da Universidade de Mogi das Cruzes (HUMC). Foram registrados um total 21 indivíduos distribuídos em 15 famílias e 21 gêneros sendo a mais abundante Bignoniaceae e em relação à síndrome de dispersão a maioria dos indivíduos são autocóricos. As espécies *Pereskia aculeata*, *Davilla Rugosa* e *Paullinia carpopoda* encontradas contribuem para a diversidade biológica da reserva bem como para o processo de restauração da mesma.

Palavras chave: Biodiversidade; Dispersão; Políticas Públicas; Regeneração.

INTRODUÇÃO

A partir da década de 80 avanços no conhecimento da ecologia de comunidades permitiram o desenvolvimento da ecologia da restauração no Brasil. De acordo com Barbosa *et al.* (2011) e Udulutsch *et al.* (2010) grande parte dos estudos limitam-se ao componente arbóreo das florestas, deixando subjetivo a avaliação dos demais componentes vegetais e sua devida importância para o meio, como por exemplo plantas com hábito trepador. Em termos de regeneração florestal alguns estudos afirmam que a

¹ Graduanda em Ciências Biológicas pela Universidade de Mogi das Cruzes (UMC)

² Bolsista Ecofuturo

³ Mestranda em Políticas Públicas pela Universidade de Mogi das Cruzes (UMC), bolsista Capes

⁴ Graduando em Ciências Biológicas pela Universidade de Mogi das Cruzes (UMC)

⁵ Bolsista UMC

⁶ Professora e pesquisadora no Laboratório de Florística e Sustentabilidade da Universidade de Mogi das Cruzes (UMC). Bolsista FAEP.

presença destas plantas auxilia na formação de microclima permitindo a germinação e o estabelecimento de propágulos de espécies arbóreas, além de servir como suporte para manutenção de polinizadores e recurso alimentar de fauna (MORELLATO & LEITÃO-FILHO, 1996; SCHNITZER & BONGERS, 2011). As pressões antrópicas podem influenciar de maneira negativa a propagação destas sinúsias, potencializando sua abundância e gerando distúrbios na comunidade florestal (PUTZ, 2011). Entretanto os trabalhos de Engel *et al.* (1998) referência em ecologia de trepadeiras, afirmam que as interações positivas destes indivíduos atuam de forma eficiente no processo de sucessão florestal, pois sua capacidade de germinação e rebrota após distúrbios são maiores em comparação aos indivíduos arbóreos. Neste contexto o objetivo deste trabalho foi realizar um levantamento florístico acerca da composição das plantas escandentes da reserva e analisar contribuição para a restauração florestal deste fragmento.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo apresentado foi realizado em um fragmento florestal de Mata Atlântica com vegetação característica de Floresta Ombrófila Densa, situado no município de Mogi das Cruzes região metropolitana de São Paulo. A área total da reserva é em torno de 437,54 há, outrora esta era usada para exploração de eucalipto e *pinus*, porém encontra-se desativada a vinte anos (ECOFUTURO, 2014).

O método para coleta do material botânico foi o caminhamento como descrito por Filgueiras *et al.* (1994), as coletas foram realizadas entre setembro de 2017 a maio de 2018, o material foi depositado no *Herbarium Mogiense*, da Universidade de Mogi das Cruzes (HUMC). A nomenclatura utilizada para a denominação das famílias seguiu a classificação proposta em APG IV de 2016 *Angiosperm Phylogeny Group* (2016) as espécies foram nomeadas seguindo a nomenclatura utilizada na Flora do Brasil em construção (2019), dentre as várias denominações encontradas na literatura adotou-se como caractere de inclusão todas as plantas que apresentaram o hábito escandente como trepadeiras. Para classificação quanto a classe sucessional e síndrome de dispersão adotou-se a lista de espécies indicadas para restauração ecológica em diversas regiões do estado de São Paulo (CERAD, 2017).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram amostrados 21 indivíduos distribuídos em 15 famílias e 21 gêneros (tabela 1). As famílias que apresentaram maior número de espécies foram Bignoniaceae (4), Asteraceae (2), Rubiaceae (2) e Sapindaceae (2).

Tabela 1 - Trepadeiras encontradas em um trecho da Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN) Botujuru, Mogi das Cruzes, SP. C.S. = Classe Sucessional, S. D.= Síndrome de Dispersão.

Família	Espécie	Nome popular	C.S.	S.D.
Acanthaceae	<i>Mendoncia velloziana</i> Mart.	mijo-de-gato	NP	AUT
Alstroemeriaceae	<i>Bomarea edulis</i> (Tussac.)	cará-de-caboclo	NP	AUT
Apocynaceae	<i>Peltastes peltatus</i> (Vell.) Woodson	cipó-benção	NP	ANE
Asteraceae	<i>Mikania cordifolia</i> (L.f.) Willd.	cipó-cabeludo	NP	AUT
	<i>Mutisia coccinea</i> A. St.-Hil.	cambará	NP	AUT
Bignoniaceae	<i>Amphilophium crucigerum</i> (L.) L.G.Lohmann	pente-de-macaco	NP	AUT
	<i>Bignonia binata</i> Thunb.	-	NP	AUT
	<i>Mansoa difficilis</i> (Cham.) Bureau & K.Schum.	cipó-de-sino	NP	AUT
	<i>Pyrostegia venusta</i> (KerGawl.)	cipó-de são-joão	NP	AUT
Cactaceae	<i>Pereskia aculeata</i> Mill.	ora-pró-nobis	NP	ZOO
Convolvulaceae	<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet	corda-de-viola	P	AUT
Cucurbitaceae	<i>Sechium edule</i> (Jacq.) Sw.	chuchu	P	AUT
Dilleniaceae	<i>Davilla Rugosa</i> Poir	cipó-carijó	NP	ZOO
Euphorbiaceae	<i>Dalachampia scandens</i> L.	-	NP	AUT
Fabaceae	<i>Machaerium debile</i> (Vell.) Stellfeld	pau-sangue	P	AUT
Menispermaceae	<i>Abuta selloana</i> Eichler	cipó-buta	NP	ZOO
Rubiaceae	<i>Manettia luteo-rubra</i> (Vell.) Benth.	fruto-de-papagaio	NP	AUT
	<i>Borreria schumannii</i> (Standl. ex Bacigalupo) E.L. Cabral & Sobrado	-	NP	AUT
Sapindaceae	<i>Paullinia carpopoda</i> Cambess.	cipó-ingá	NP	ZOO
	<i>Serjania caracasana</i> (Jacq.) Willd.	cipó-leiteiro	NP	AUT
Violaceae	<i>Anchietea pyrifolia</i> (Mart.) G.Don	cipó-suma	NP	ANE

Essas famílias destacam-se em estudos anteriores realizados por Kim (1996), Lima *et al.* (1997), Hora & Soares (2002), Udulutsch (2004), Villagra & Romaniuc-

Neto (2010), Citadini-Zanette *et al.*(2014), em diferentes regiões fitogeográficas com domínio de Mata Atlântica classificadas como Floresta Ombrófila Densa (FOD), semelhantes ao fragmento analisado na RPPN.

As espécies não pioneiras correspondem a 86% todavia, as pioneiras somam 14% e em análise da síndrome de dispersão a maioria dos indivíduos propaga-se de forma autocórica o que, segundo Barbosa *et al.* (2014) estes fatores podem contribuir com o sucesso das trepadeiras em colonizar áreas degradadas, pois ao contrário das espécies arbóreas grande parte destas plantas não necessitam de um agente dispersor biótico. As espécies *Pereskia aculeata*, *Davilla Rugosa* e *Paullinia carpopoda* apresentam dispersão por zoocoria ressaltando também a importância destas plantas para a manutenção da fauna silvestre, Kilgore *et al.* (2010) ressaltam que as trepadeiras não somente servem como fontes de alimentos para algumas espécies de roedores como também auxiliam no transporte de sementes em uma relação de corredor ecológico.

Os trabalhos de Engel *et al.* 1998, Villagra & Romaniuc-Neto (2010), Udulutsch (2010) realizados com o enfoque exclusivo em trepadeiras corroboram os resultados deste estudo, pois, embora estas espécies estejam associadas a ambientes perturbados e à alta dependência de luz, as mesmas mostram-se como indicadoras de uma biodiversidade florestal conferindo uma heterogeneidade na restauração local.

CONCLUSÕES

As espécies encontradas no presente estudo não são de ocorrência exclusiva, entretanto, apresentam-se como indivíduos importantes para o processo de restauração ecológica da área uma vez que, contribuem com biomassa influenciando a composição do solo, ciclagem de nutrientes, diversidade taxonômica e alimento para fauna.

AGRADECIMENTOS

À Ecofuturo pela parceria e colaboração com a pesquisa. À Universidade de Mogi das Cruzes pela estrutura e incentivo.

REFERÊNCIAS

APG IV - The Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. Botanical Journal of the Linnean Society. 2016; 181: 1–20.

Barbosa LM, Barbosa TC, Barbosa KC. Ferramentas disponíveis visando à restauração ecológica de áreas degradadas: contribuição do Instituto de Botânica de São Paulo da Secretaria de Estado do Meio Ambiente. *In:* Barbosa LM (coord.). Anais do

IV Simpósio de Restauração Ecológica: Desafios Atuais e Futuros. Instituto de Botânica - SMA. 2011; 111-118.

Barbosa LM, Shirasuna RT, Lima FC, Ortiz PRT. Lista de espécies indicadas para a restauração ecológica para diversas regiões do estado de São Paulo. Resolução SMA. 2015; 303-436.

Citadini-Zanette V, Sevegnani L, Santos R, Gasper AL, Vibrans AC, Sobral MEG. Plantas trepadeiras no Estado de Santa Catarina, Brasil: diversidade e distribuição. *In* Diversidade e conservação de trepadeiras: contribuição para a restauração de ecossistemas brasileiros (Villagra BLP, Melo MMRF, Melo SR, Barbosa LM). Instituto de Botânica, São Paulo. 2014. p. 224.

Engel VL, Fonseca RCB, Oliveira RE. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. *Série Técnica IPEF*. 1998; 12(32): 43-64.

Filgueiras TS, Nogueira PE, Brochado AL, Guala II GF. Caminhamento: um método expedito para levantamentos florísticos qualitativos. *Cadernos de Geociências*. 1994; 12(1): 39-43.

Flora do Brasil. Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 02 de maio de 2019.

Hora RC, Soares JJ. Estrutura fitossociológica da comunidade de lianas em uma floresta estacional semidecidual na Fazenda Canchim, São Carlos, SP. *Revista Brasileira de Botânica*. 2002; 25(3): 323-329.

Kilgore A, Lambert TD, Adler GH. Lianas influence fruit and seed use by rodents in a tropical forest. *Tropical Ecology*. 2010; 51(2): 265-271.

Kim AC. Lianas da Mata Atlântica do Estado de São Paulo. 1994. 211p. Dissertação (Mestrado em Biologia) - Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas, Campinas- SP.

Lima HC, Lima MPM, Vaz AMSF, Pessoa SVA. Trepadeiras da reserva ecológica de Macaé de Cima. *In*: Lima HC, Guedes-Bruni RR (eds.). Serra de Macaé de Cima: Diversidade florística e conservação em Mata Atlântica. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 1997; p. 75-87.

Morellato LPC, Leitão Filho HF. Reproductive phenology of climbers in a southeastern Brazilian forest. *Biotropica*. 1996; 180-191.

Schnitzer SA, Bongers F. Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: emerging patterns and putative mechanisms. *Ecology Letters*. 2011; 14(4): 397-406.

Udulutsch RG, Assis MA, Picchi DG. Florística de trepadeiras numa floresta estacional semidecídua, Rio Claro - Araras, Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*. 2004; 27(1): 125-134.

Udulutsch RG, Souza VC, Rodrigues RR, Dias P. Composição florística e chave de identificação para as lianas da Estação Ecológica dos Caetetus, Estado de São Paulo, Brasil. *Rodriguésia*. 2010; 61(4): 715-730.

Villagra BLP, Romaniuc Neto S. Florística de trepadeiras no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*. 2010; 8(2): 186-200.

USO DA SEMEADURA DIRETA PARA COMPOR ARRANJOS AGROFLORESTAIS BIODIVERSOS

Julio Cesar Pereira Lobtchenko¹; Maikely Larissa Bormann Maciel dos Santos²; Larissa Oliveira Vilela³; Mariana Abrahão⁴; Milton Parron Padovan⁵

RESUMO: Apesar dos avanços nos estudos em restauração ecológica tanto com sistemas agroflorestais bem como a semeadura direta o consórcio das duas, ainda é pouco estudado, faltando informações sobre a combinação de espécies semeadas com a cultura agrícola, bem como, a características fisiológicas das sementes e o grupo ecológico ou sucessional das espécies. Nesse sentido, este trabalho objetivou avaliar a emergência e desenvolvimento inicial de espécies florestais semeadas diretamente consorciada com diferentes culturas e adubações. O experimento foi conduzido na Fazenda Experimental de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Grande Dourados localiza-se próximo a BR 163 Dourados – Ponta Porã, Km 20, entre as coordenadas O 55° 00' 09'' / S 22° 15' 03'' e O 54° 59' 02'' / S 22° 13' 18''. Todas as sementes das 24 espécies nativas foram coletadas na frutificação de 2018. As sementes foram semeadas em 18 tratamentos diferentes variando a densidade de sementes, adubação e cultura nas entrelinhas, cada tratamento possui três repetições, cada repetição possuía duas linhas de 2 metros com espaçamento de 2 metros entre as linhas. Das 24 espécies utilizadas somente *Cybistax antisiphilitica*, *Solanun paniculatum* e *Cecropia pachystachya* não germinaram durante o tempo de observação. Das espécies testadas *Eugenia uniflora*, *Eugenia myrcianthes* e *Jacaranda decurrens* foram as que apresentaram as melhores taxas de emergência. Os diferentes tratamentos não afetaram de forma significativa a emergência e o desenvolvimento inicial das espécies estudadas.

Palavras chave: Restauração Ecológica, Densidade de Sementes, Cultura Agrícolas.

INTRODUÇÃO

Sistemas agroflorestais compreendem formas de uso da terra e exploração de plantas, nas quais se combinam espécies arbóreas e arbustivas (frutíferas, madeiras,

¹ -Programa de Pós-Graduação em Biologia Geral, Universidade Federal da Grande Dourados. lobtchenko_jc@hotmail.com

² – Faculdades Anhanguera de Dourados

³ – Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologia Ambiental, Universidade Federal da Grande Dourados

⁴ - Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação dos Recursos Naturais, Universidade Federal de Uberlândia

⁵- Pesquisador da Embrapa Agropecuária Oeste e Docente do Programa de Pós Graduação em Biologia Geral – Universidade Federal da Grande Dourados

oleaginosas, entre outras) com cultivos agrícolas e/ou criação de animais, de forma simultânea ou em sequência temporal, interagindo econômica e ecologicamente (VIEIRA et al., 2006; ALTIERI, 2002; NAIR, 1993), utilizando práticas de manejo compatíveis com a cultura da população local (ALTIERI, 2002).

A utilização de Sistemas Agroflorestais tem sido, nas últimas décadas, bastante difundida como alternativa para a restauração ecológica, atribuindo-se à combinação de espécies arbóreas com culturas agrícolas e, ou, animais a melhoria nas propriedades físico-químicas de solos degradados, bem como na atividade de microrganismos, considerando a possibilidade de um grande número de fontes de matéria orgânica. Os SAFs constituem importante alternativa, pois apresentam grande potencial para a produção de diversificados serviços ambientais, produção de alimentos e geração de renda aos produtores rurais (PADOVAN & CARDOSO 2013).

Além dos SAFs, outra técnica que tem se demonstrado bastante promissora no processo de restauração de ambientes degradado é a semeadura direta, que busca, eliminar toda a fase de produção de mudas em viveiro e assim proporciona a redução desses custos e do plantio dessas. Esta é uma técnica relativamente mais barata e versátil de restauração, podendo ser utilizada na maioria dos sítios (FERREIRA et al., 2007).

Apesar dos avanços nos estudos com ambas as técnicas de restauração o consórcio das duas, ainda é pouco estudado, faltando informações sobre a combinação de espécies semeadas com a cultura agrícola, bem como, a características fisiológicas das sementes e o grupo ecológico ou sucessional das espécies (ENGEL & PARROTTA, 2001). Nesse sentido, este trabalho objetivou avaliar a emergência e desenvolvimento inicial de espécies florestais semeadas diretamente consorciada com diferentes culturas e adubações.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido na Fazenda Experimental de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Grande Dourados localiza-se próximo a BR 163 Dourados – Ponta Porã, Km 20, entre as coordenadas O 55° 00' 09'' / S 22° 15' 03'' e O 54° 59' 02'' / S 22° 13' 18''.

Todas as sementes das 24 espécies nativas foram coletadas na frutificação de 2018 (tabela 1). Estas foram beneficiadas e realizada teste de viabilidade, sem promover a quebra de dormência das sementes.

Tabela 1 - Lista das espécies utilizadas na semeadura direta para compor arranjo agroflorestal em Dourados-MS, Legenda: SE – Sucessão ecológica: P – pioneiras, SI – secundárias iniciais, ST – secundárias tardias, C- sem caracterização (GANDOLFI, *et al.* 1995).

Família	Nome Científico	Nome Popular	SE
Anacardiaceae	<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	Aroeira brava	PI
	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Aroeira	ST
	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Aroeira Pimenteira	PI
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerl. e Frodin	Mandiocão	SI
Bignoniaceae	<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	Ipê Verde	ST
	<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	ipê amarelo	ST
	<i>Jacaranda decurrens</i> Cham.	Carobinha	SI
Bixaceae	<i>Bixa orellana</i> L.	Urucum	PI
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Guanandi	ST
Fabaceae	<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Spig.	Angico vermelho	SI
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Amendoim- bravo	PI
	<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	Pau ferro	ST
	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	Embira-de-sapo	SI
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá	ST
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam	Mutambo	SI
Myrtaceae	<i>Eugenia involucrata</i> DC.	Cereja do Mato	SI
	<i>Eugenia myrcianthes</i> Nied	Uvaia	SI
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitanga	SI
	<i>Psidium guajava</i> L.	Goiaba	SI
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Capororoca	SI
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	Genipapo	ST
Solanaceae	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Fumo Bravo	PI
	<i>Solanum paniculatum</i> L.	Jurubeba	PI
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Embauba	PI

As sementes foram semeadas em 18 tratamentos diferentes (Tabela 2) variando a densidade de sementes, adubação e cultura nas entrelinhas, cada tratamento possui três repetições, cada repetição possuía duas linhas de 2 metros com espaçamento de 2 metros entre as linhas.

Para avaliar a colonização da área foram feitas contagens dos indivíduos provenientes da semeadura direta aos 90 dias após a semeadura. Também foi avaliado o desenvolvimento inicial das espécies medindo diâmetro e altura de cada indivíduo. O delineamento experimental foi em blocos inteiramente causalizados. As diferenças entre tratamentos serão submetidas a análise de variância (ANOVA), sendo as médias comparadas pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Tabela 2 - Distribuição dos Arranjos experimentais.

Tratamento	Densidade	Adubo	Cultura Agrícola
1	5 sementes /espécies	Sem Adubação	Sem Cultura
2	5 sementes /espécies	Sem Adubação	C/ Melancia
3	5 sementes /espécies	Sem Adubação	C/ Abobora
4	5 sementes /espécies	C/ Esterco Bovino	Sem Cultura
5	5 sementes /espécies	C/ Cama de /frango	Sem Cultura
6	5 sementes /espécies	C/ Esterco Bovino	C/ Abobora
7	5 sementes /espécies	C/ Esterco Bovino	C/ Melancia
8	5 sementes /espécies	C/ Cama de /frango	C/ Abobora
9	5 sementes /espécies	C/ Cama de /frango	C/ Melancia
10	10 sementes /espécies	Sem Adubação	Sem Cultura
11	10 sementes /espécies	Sem Adubação	C/ Melancia
12	10 sementes /espécies	Sem Adubação	C/ Abobora
13	10 sementes /espécies	C/ Esterco Bovino	Sem Cultura
14	10 sementes /espécies	C/ Cama de /frango	Sem Cultura
15	10 sementes /espécies	C/ Esterco Bovino	C/ Abobora
16	10 sementes /espécies	C/ Esterco Bovino	C/ Melancia
17	10 sementes /espécies	C/ Cama de /frango	C/ Abobora
18	10 sementes /espécies	C/ Cama de /frango	C/ Melancia

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Das 24 espécies utilizadas somente *C. antispyhilitica*, *S. paniculatum* e *C. pachystachya* não germinaram durante o tempo de observação. Ao todo foram semeadas 19440 sementes numa densidade de 33.75 sementes/m², destas, emergiram apenas 629 indivíduos, numa densidade de 1.09 sementes/m², porém os tratamentos utilizados não influenciaram significativamente a porcentagem de emergência. Das espécies estudadas a Pitanga, Uvaia e a Carobinha foram as que apresentaram as maiores porcentagens de emergência.

A baixa taxa de emergência observada pode ser devido a diversos filtros ecológicos tanto bióticos como abióticos, que interferem no sucesso do uso desta técnica. Dentre estes filtros destacam-se o tamanho das sementes (CAMARGO et al., 2002), predação de sementes (GUARINO & SCARIOT, 2014), competição com gramíneas (DOUST et al., 2006) e fatores climáticos (VIEIRA & SCARIOT, 2006; SILVA et al., 2015).

A altura média dos indivíduos também não diferiu estatisticamente entre os tratamentos, contudo o tratamento 9 (5 sementes + cama de frango +melancia) foi o que apresentou melhores resultados com uma média de 15 cm as espécies. Das espécies

estudadas as maiores alturas foram observadas para *Hymenaea courbaril* L. e *Solanum mauritianum* Scop.

CONCLUSÕES

Das espécies testadas *Eugenia uniflora*, *Eugenia myrcianthes* e *Jacaranda decurrens* foram as que apresentaram as melhores taxas de emergência. Os diferentes tratamentos não afetaram de forma significativa a emergência e o desenvolvimento inicial das espécies estudadas.

AGRADECIMENTOS

A Capes pela Bolsa concedida e ao CNPQ pelo apoio financeiro (Processo número 427250/2016-1).

REFERÊNCIAS

- Altieri MA. Agroecologia: as bases científicas para a agricultura alternativa. Guaíba: Agropecuária. 2002; 592 p.
- Camargo JLC, Ferraz IDK, Imakawa AM. Rehabilitation of degraded areas of Central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds. *Restor. Ecol.* 2002; 10: 636–644. DOI: <<https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.01044.x>>.
- Engel VL, Parrotta JA. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brazil. *Forest Ecology and Management.* 2001; 152(1): 169-181.
- Gandolfi S, Leitão Filho HDeF, Bezerra CLF. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. *Revista Brasileira de Biologia.* 1995; 55(4): 753- 767.
- Guarino EDeSG, Scariot A. Direct seeding of dry forest tree species in abandoned pastures: Effects of grass canopy and seed burial on germination. *Ecol. Res.* 2014; 29: 473–482. DOI: <<https://doi.org/10.1007/s11284-014-1143-4>>.
- Doust SJ, Erskine PD, Lamb D. Direct seeding to restore rainforest species: Microsite effects on the early establishment and growth of rainforest tree seedlings on degraded land in the wet tropics of Australia. *For. Ecol. Manage.* 2006; 234: 333–343. DOI: <<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.07.014>>.
- Ferreira RA, Davide AC, Bearzoti E, Motta MS. Semeadura direta com espécies arbóreas para recuperação de ecossistemas florestais. *Cerne.* 2007; 13(3): 271-279.

Nair PKR. Na introduction to Agroforestry. Dordrecht: Kluwer, ICRAF. 1993. 499p.

Padovan MP, Cardoso IM. Panorama da situação dos Sistemas Agroflorestais no Brasil. *In*: Congresso Brasileiro de Sistemas Agroflorestais, Ilhéus, BA, Instituto Cabruca. 2013.

Silva RRP, Oliveira DR, da Rocha GPE, Vieira DLM. Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. *Restor. Ecol.* 2015; 23, 393–401. DOI: <<https://doi.org/10.1111/rec.12213>>.

Vieira AH, Locatelli M, Macedo RS. Sistemas agroflorestais e a conservação do solo. 2006. Disponível em: <<http://www.agronline.com.br/artigos/artigo.php?id=322&pg=2&n=2>>. Acessado em 14 de outubro de 2008.

Vieira DL, Scariot A. Principles of natural regeneration of Tropical Dry Forests for regeneration. *Restor. Ecol.* 2006; 14: 11–20. DOI: <<https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00100.x>>.

USO DA SEMEADURA DIRETA PARA COMPOR ARRANJOS AGROFLORESTAIS BIODIVERSOS

Julio Cesar Pereira Lobtchenko¹; Maikely Larissa Bormann Maciel dos Santos²; Larissa Oliveira Vilela³;
Mariana Abrahão⁴; Milton Parron Padovan⁵

RESUMO: Apesar dos avanços nos estudos em restauração ecológica tanto com sistemas agroflorestais bem como a semeadura direta o consórcio das duas, ainda é pouco estudado, faltando informações sobre a combinação de espécies semeadas com a cultura agrícola, bem como, a características fisiológicas das sementes e o grupo ecológico ou sucessional das espécies. Nesse sentido, este trabalho objetivou avaliar a emergência e desenvolvimento inicial de espécies florestais semeadas diretamente consorciada com diferentes culturas e adubações. O experimento foi conduzido na Fazenda Experimental de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Grande Dourados localiza-se próximo a BR 163 Dourados – Ponta Porã, Km 20, entre as coordenadas O 55° 00' 09'' / S 22° 15' 03'' e O 54° 59' 02'' / S 22° 13' 18''. Todas as sementes das 24 espécies nativas foram coletadas na frutificação de 2018. As sementes foram semeadas em 18 tratamentos diferentes variando a densidade de sementes, adubação e cultura nas entrelinhas, cada tratamento possui três repetições, cada repetição possuía duas linhas de 2 metros com espaçamento de 2 metros entre as linhas. Das 24 espécies utilizadas somente *Cybistax antisyphilitica*, *Solanun paniculatum* e *Cecropia pachystachya* não germinaram durante o tempo de observação. Das espécies testadas *Eugenia uniflora*, *Eugenia myrcianthes* e *Jacaranda decurrens* foram as que apresentaram as melhores taxas de emergência. Os diferentes tratamentos não afetaram de forma significativa a emergência e o desenvolvimento inicial das espécies estudadas.

Palavras chave: Restauração Ecológica, Densidade de Sementes, Cultura Agrícolas.

INTRODUÇÃO

Sistemas agroflorestais compreendem formas de uso da terra e exploração de plantas, nas quais se combinam espécies arbóreas e arbustivas (frutíferas, madeiras,

¹Programa de Pós-Graduação em Biologia Geral, Universidade Federal da Grande Dourados. lobtchenko_jc@hotmail.com

²Faculdades Anhanguera de Dourados

³ Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologia Ambiental, Universidade Federal da Grande Dourados

⁴ Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação dos Recursos Naturais, Universidade Federal de Uberlândia

⁵ Pesquisador da Embrapa Agropecuária Oeste e Docente do Programa de Pós Graduação em Biologia Geral – Universidade Federal da Grande Dourados

oleaginosas, entre outras) com cultivos agrícolas e/ou criação de animais, de forma simultânea ou em sequência temporal, interagindo econômica e ecologicamente (VIEIRA et al., 2006; ALTIERI, 2002; NAIR, 1993), utilizando práticas de manejo compatíveis com a cultura da população local (ALTIERI, 2002).

A utilização de Sistemas Agroflorestais tem sido, nas últimas décadas, bastante difundida como alternativa para a restauração ecológica, atribuindo-se à combinação de espécies arbóreas com culturas agrícolas e, ou, animais a melhoria nas propriedades físico-químicas de solos degradados, bem como na atividade de microrganismos, considerando a possibilidade de um grande número de fontes de matéria orgânica. Os SAFs constituem importante alternativa, pois apresentam grande potencial para a produção de diversificados serviços ambientais, produção de alimentos e geração de renda aos produtores rurais (PADOVAN & CARDOSO 2013).

Além dos SAFs, outra técnica que tem se demonstrado bastante promissora no processo de restauração de ambientes degradado é a semeadura direta, que busca, eliminar toda a fase de produção de mudas em viveiro e assim proporciona a redução desses custos e do plantio dessas. Esta é uma técnica relativamente mais barata e versátil de restauração, podendo ser utilizada na maioria dos sítios (FERREIRA et al., 2007).

Apesar dos avanços nos estudos com ambas as técnicas de restauração o consórcio das duas, ainda é pouco estudado, faltando informações sobre a combinação de espécies semeadas com a cultura agrícola, bem como, a características fisiológicas das sementes e o grupo ecológico ou sucessional das espécies (ENGEL & PARROTTA, 2001). Nesse sentido, este trabalho objetivou avaliar a emergência e desenvolvimento inicial de espécies florestais semeadas diretamente consorciada com diferentes culturas e adubações.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido na Fazenda Experimental de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Grande Dourados localiza-se próximo a BR 163 Dourados – Ponta Porã, Km 20, entre as coordenadas O 55° 00' 09'' / S 22° 15' 03'' e O 54° 59' 02'' / S 22° 13' 18''.

Todas as sementes das 24 espécies nativas foram coletadas na frutificação de 2018 (tabela 1). Estas foram beneficiadas e realizada teste de viabilidade, sem promover a quebra de dormência das sementes.

Tabela 1 - Lista das espécies utilizadas na semeadura direta para compor arranjo agroflorestal em Dourados-MS, Legenda: SE – Sucessão ecológica: P – pioneiras, SI – secundárias iniciais, ST – secundárias tardias, C- sem caracterização (GANDOLFI, *et al.* 1995).

Família	Nome Científico	Nome Popular	SE
Anacardiaceae	<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	Aroeira brava	PI
	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Aroeira	ST
	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Aroeira Pimenteira	PI
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerl. e Frodin	Mandiocão	SI
Bignoniaceae	<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	Ipê Verde	ST
	<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	ipê amarelo	ST
	<i>Jacaranda decurrens</i> Cham.	Carobinha	SI
Bixaceae	<i>Bixa orellana</i> L.	Urucum	PI
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Guanandi	ST
Fabaceae	<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	Angico vermelho	SI
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Amendoim- bravo	PI
	<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz	Pau ferro	ST
	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G. Azevedo & H.C. Lima	Embira-de-sapo	SI
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá	ST
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam	Mutambo	SI
Myrtaceae	<i>Eugenia involucrata</i> DC.	Cereja do Mato	SI
	<i>Eugenia myrcianthes</i> Nied	Uvaia	SI
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitanga	SI
	<i>Psidium guajava</i> L.	Goiaba	SI
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Capororoca	SI
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	Genipapo	ST
Solanaceae	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Fumo Bravo	PI
	<i>Solanum paniculatum</i> L.	Jurubeba	PI
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Embauba	PI

As sementes foram semeadas em 18 tratamentos diferentes (Tabela 2) variando a densidade de sementes, adubação e cultura nas entrelinhas, cada tratamento possui três repetições, cada repetição possuía duas linhas de 2 metros com espaçamento de 2 metros entre as linhas.

Tabela 2. Distribuição dos Arranjos experimentais.

Tratamento	Densidade	Adubo	Cultura Agrícola
1	5 sementes /espécies	Sem Adubação	Sem Cultura
2	5 sementes /espécies	Sem Adubação	C/ Melancia
3	5 sementes /espécies	Sem Adubação	C/ Abobora
4	5 sementes /espécies	C/ Esterco Bovino	Sem Cultura
5	5 sementes /espécies	C/ Cama de /frango	Sem Cultura
6	5 sementes /espécies	C/ Esterco Bovino	C/ Abobora
7	5 sementes /espécies	C/ Esterco Bovino	C/ Melancia
8	5 sementes /espécies	C/ Cama de /frango	C/ Abobora
9	5 sementes /espécies	C/ Cama de /frango	C/ Melancia
10	10 sementes /espécies	Sem Adubação	Sem Cultura
11	10 sementes /espécies	Sem Adubação	C/ Melancia
12	10 sementes /espécies	Sem Adubação	C/ Abobora
13	10 sementes /espécies	C/ Esterco Bovino	Sem Cultura
14	10 sementes /espécies	C/ Cama de /frango	Sem Cultura
15	10 sementes /espécies	C/ Esterco Bovino	C/ Abobora
16	10 sementes /espécies	C/ Esterco Bovino	C/ Melancia
17	10 sementes /espécies	C/ Cama de /frango	C/ Abobora
18	10 sementes /espécies	C/ Cama de /frango	C/ Melancia

Para avaliar a colonização da área foram feitas contagens dos indivíduos provenientes da semeadura direta aos 90 dias após a semeadura. Também foi avaliado o desenvolvimento inicial das espécies medindo diâmetro e altura de cada indivíduo. O delineamento experimental foi em blocos inteiramente causalizados. As diferenças entre tratamentos serão submetidas a análise de variância (ANOVA), sendo as medias comparadas pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Das 24 espécies utilizadas somente *C. antisiphilitica*, *S. paniculatum* e *C. pachystachya* não germinaram durante o tempo de observação. Ao todo foram semeadas 19440 sementes numa densidade de 33.75 sementes/m², destas, emergiram apenas 629 indivíduos, numa densidade de 1.09 sementes/m², porém os tratamentos utilizados não influenciaram significativamente a porcentagem de emergência. Das espécies estudadas a Pitanga, Uvaia e a Carobinha foram as que apresentaram as maiores porcentagens de emergência.

A baixa taxa de emergência observada pode ser devido a diversos filtros ecológicos tanto bióticos como abióticos, que interferem no sucesso do uso desta técnica. Dentre estes filtros destacam-se o tamanho das sementes (CAMARGO et al., 2002), predação de sementes (GUARINO & SCARIOT, 2014), competição com

gramíneas (DOUST et al., 2006) e fatores climáticos (VIEIRA & SCARIOT, 2006; SILVA et al., 2015).

A altura média dos indivíduos também não diferiu estatisticamente entre os tratamentos, contudo o tratamento 9 (5 sementes + cama de frango + melancia) foi o que apresentou melhores resultados com uma média de 15 cm as espécies. Das espécies estudadas as maiores alturas foram observadas para *Hymenaea courbaril* L. e *Solanum mauritianum* Scop.

CONCLUSÕES

Das espécies testadas *Eugenia uniflora*, *Eugenia myrcianthes* e *Jacaranda decurrens* foram as que apresentaram as melhores taxas de emergência. Os diferentes tratamentos não afetaram de forma significativa a emergência e o desenvolvimento inicial das espécies estudadas.

AGRADECIMENTOS

A Capes pela Bolsa concedida e ao CNPQ pelo apoio financeiro (Processo número 427250/2016-1).

REFERÊNCIAS

Altieri MA. Agroecologia: as bases científicas para a agricultura alternativa. Guaíba: Agropecuária. 2002; 592 p.

Camargo JLC, Ferraz IDK, Imakawa AM. Rehabilitation of degraded areas of Central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds. Restor. Ecol. 2002; 10: 636–644. DOI: <<https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.01044.x>>.

Engel VL, Parrotta JA. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brazil. Forest Ecology and Management. 2001; 152(1): 169-181.

Gandolfi S, Leitão Filho HDeF, Bezerra CLF. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. Revista Brasileira de Biologia. 1995; 55(4): 753- 767.

Guarino EDeSG, Scariot A. Direct seeding of dry forest tree species in abandoned pastures: Effects of grass canopy and seed burial on germination. Ecol. Res. 2014; 29: 473–482. DOI: <<https://doi.org/10.1007/s11284-014-1143-4>>.

Doust SJ, Erskine PD, Lamb D. Direct seeding to restore rainforest species: Microsite effects on the early establishment and growth of rainforest tree seedlings on

degraded land in the wet tropics of Australia. *For. Ecol. Manage.* 2006; 234: 333–343. DOI: <<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.07.014>>.

Ferreira RA, Davide AC, Bearzoti E, Motta MS. Semeadura direta com espécies arbóreas para recuperação de ecossistemas florestais. *Cerne.* 2007; 13(3): 271-279.

Nair PKR. Na introduction to Agroforestry. Dordrecht: Kluwer, ICRAF. 1993. 499p.

Padovan MP, Cardoso IM. Panorama da situação dos Sistemas Agroflorestais no Brasil. *In: Congresso Brasileiro de Sistemas Agroflorestais, Ilhéus, BA, Instituto Cabruca.* 2013.

Silva RRP, Oliveira DR, da Rocha GPE, Vieira DLM. Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. *Restor. Ecol.* 2015; 23, 393–401. DOI: <<https://doi.org/10.1111/rec.12213>>.

Vieira AH, Locatelli M, Macedo RS. Sistemas agroflorestais e a conservação do solo. 2006. Disponível em: <<http://www.agronline.com.br/artigos/artigo.php?id=322&pg=2&n=2>>. Acessado em 14 de outubro de 2008.

Vieira DL, Scariot A. Principles of natural regeneration of Tropical Dry Forests for regeneration. *Restor. Ecol.* 2006; 14: 11–20. DOI: <<https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00100.x>>.

USO DE COMPOSTO ORGÂNICO NA PRODUÇÃO DE MUDAS DE ESPÉCIES DO CERRADO PARA RESTAURAÇÃO FLORESTAL

Ruth Monte Alto Souza Aguiar¹; Rodrigo Apolinário Santos²; Nilza de Lima Pereira Sales³;
Patricia Barroso Doerl⁴; Luiz Thiago Versiani Miranda⁵

RESUMO: Objetivou-se neste trabalho avaliar diferentes concentrações de compostos orgânicos na germinação e desenvolvimento inicial, e avaliar o efeito da idade do composto na produção de mudas de espécies do cerrado. As espécies utilizadas foram *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong (tamboril), *Hymenaea courbaril* L. (jatobá), *Copaifera langsdorffii* Desf. (óleo copaíba). As espécies foram testadas em diferentes concentrações de composto orgânico (0%, 25%, 50%, 75% e 100%) misturados com terra de subsolo no processo de produção de mudas em viveiro. Instalaram-se experimentos independentes para cada espécie em D.I.C., esquema fatorial 5x2 (5 concentrações e duas idades do composto-90 e 240 dias). Os parâmetros medidos foram a porcentagem de germinação e o desenvolvimento inicial em diâmetro e altura das mudas aos 60 dias do início do experimento. A idade do composto não afetou a germinação das sementes de tamboril, entretanto, as sementes de jatobá e óleo copaíba foram afetadas. Os diferentes níveis de composto não proporcionaram alterações significativas na germinação das espécies. As sementes de tamboril germinaram nas duas idades do composto, praticamente, com a mesma taxa de germinação. A germinação de jatobá e óleo copaíba foi reduzida no composto com 90 dias. As espécies tiveram comportamentos de altura diferentes quando submetidas aos tratamentos. Tamboril e jatobá tiveram efeito da interação entre os níveis de composto e a idade do mesmo no crescimento em altura, já o óleo copaíba não foi influenciado pelos tratamentos. Apenas jatobá, teve o desenvolvimento em diâmetro influenciado pela interação entre os níveis de composto e a idade do mesmo.

Palavras chave: planta nativa, adubação, recuperação de áreas degradadas, compostagem.

INTRODUÇÃO

A degradação ambiental no Brasil teve início junto com a colonização do país, sendo muitas vezes de forma desordenada, o que acabou resultando na perda de boa parte dos recursos naturais, causando uma série de problemas ambientais. Na região

¹Universidade Federal de Minas Gerais; ²Engenheiro Florestal Autônomo; ³Universidade Federal de Minas Gerais; ⁴Universidade Federal de Minas Gerais; ⁵Verdear Ambiental.

norte de Minas Gerais, com predomínio do Cerrado, a degradação ambiental tem ocorrido em consequência da associação de fatores climáticos, como grandes períodos de estiagem e elevados índices de temperatura, com atividades agropecuárias insustentáveis.

O plantio de mudas de espécies nativas é uma das técnicas silviculturais de grande importância para a restauração florestal, porém, para o seu emprego, necessita-se produzir mudas de qualidade, que se trata de mudas bem desenvolvidas, com sistema radicular e parte aérea bem formada além da sanidade bem controlada, com diversidade de espécies, quantidade necessária e com um custo o mais baixo possível (OLIVEIRA et al., 2016).

O desenvolvimento inicial de espécies florestais nativas tem sido um desafio e, por isso existe uma busca de alternativas para um crescimento adequado. A adubação bem sucedida ajuda no aumento da taxa de absorção e movimentação dos nutrientes para as taxas fotossintéticas das mudas, aumentando a produção de lenho e a massa foliar (LISBÃO JÚNIOR, 1988).

O substrato surge então como um dos principais fatores que interferem na germinação das sementes e no desenvolvimento das plantas. Atualmente, o uso de substratos orgânicos obtidos a partir da compostagem de resíduos vegetais, surge como uma estratégia que além de fornecer nutrientes necessários ao desenvolvimento das mudas, reduz a contaminação ambiental e o custo do substrato com o aproveitamento desses materiais (LIMA, 2006).

O conhecimento de novos compostos e a quantidade ideal de adubação são importantes para estabelecer um desenvolvimento das espécies, que podem ajudar na recuperação de áreas degradadas, no paisagismo e manutenção da flora local (HAHN et al., 2006).

Com intuito de aproveitar resíduos orgânicos para a produção de compostos e verificar a qualidade desses no processo de produção de mudas de espécies nativas para a recuperação de áreas degradadas no norte de Minas Gerais, realizou-se o presente estudo, que tem por objetivo avaliar diferentes concentrações de composto orgânico na germinação e desenvolvimento inicial de plantas e o efeito da idade do composto na produção de mudas de espécies do cerrado.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado no Viveiro Florestal da Universidade Federal de Minas Gerais, no *campus* do Instituto de Ciências Agrárias entre os meses de Janeiro a outubro de 2018.

O composto usado foi disponibilizado pela empresa parceira, Verdear Ambiental e foi produzido entre janeiro e abril de 2018, a partir de lodo da estação de tratamento de efluentes industriais de uma indústria de laticínios; resíduo de aviário compostos por carcaças, ovos e excrementos, devidamente triturados e desidratados; resíduos da indústria de processamento de cafés para cápsulas, composto por leite em pó, pó de

café, pergaminho, açúcar, canela e achocolatados, ambos fora da especificação de qualidade; palha de varrição; e cinza de caldeira.

Foram testadas diferentes proporções do composto misturado com terra de barranco, típico Latossolo Vermelho (EMBRAPA, 1999), que foi coletado no município de Montes Claros – MG.

Testaram-se a germinação e desenvolvimento das espécies *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong (tamboril), *Hymenaea courbaril* L. (jatobá), *Copaifera langsdorffii* Desf. (óleo copaíba), cultivadas em substrato: Composto 0%; Composto 25%; Composto 50%; Composto 75%; Composto 100%. O experimento foi realizado com diferentes idades do composto. Os ensaios foram montados em delineamento inteiramente casualizado (DIC), em esquema fatorial (5x2), onde os fatores foram às cinco concentrações do composto e duas idades (90 dias e 240 dias após o início da compostagem), com cinco repetições por tratamento. As espécies foram testadas em experimentos independentes.

As sementes foram obtidas do banco de sementes do Setor de Silvicultura do ICA/UFMG e, procedentes da região norte de Minas Gerais, colhidas no ano de 2017. Para a superação de dormência, foi realizada a escarificação mecânica por meio de lixa número 50. Para cada espécie, foi semeada apenas uma semente em cada saquinho de polietileno com 12 centímetros de diâmetro e 25 centímetros de altura, contendo o composto, o que constituiu cada repetição. Os recipientes semeados foram mantidos em uma bancada suspensa. A irrigação foi realizada uma vez ao dia, manualmente com o auxílio de um regador, até a capacidade de campo.

Foram avaliados, para cada espécie, tratamento e repetição, a porcentagem de germinação final em diferentes datas, conforme tabela 1 e, a porcentagem de mortalidade. Foram consideradas germinadas as sementes que emitiram folhas e se desenvolveram como plântulas normais. Após 60 dias, foram medidas as alturas de cada muda, em centímetros, com auxílio de uma fita métrica, e o diâmetro na altura do coleto com auxílio de um paquímetro digital, também em centímetros.

Tabela 1 – Tempo final de avaliação da germinação das sementes de espécies do Cerrado em diferentes concentrações e idade do composto orgânico

Idade 1		Idade 2	
Espécie	Dias	Espécie	Dias
<i>E. contortisiliquum</i>	15	<i>E. contortisiliquum</i>	13
<i>H. courbaril</i>	29	<i>H. courbaril</i>	35
<i>C. langsdorffii</i>	30	<i>C. langsdorffii</i>	25

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Germinação

Os resultados do experimento inferem que, a espécie *E. contortisiliquum* apresentou os melhores resultados de germinação em todos os níveis do composto, com 100% de germinação em todos os tratamentos e idades do composto (Tabela 2).

As sementes de *H. courbaril* germinaram apenas nas concentrações de 0% e 25% do composto com 90 dias de idade, sendo a germinação a 25%, superior a testemunha. Já na idade de 240 dias, as sementes tiveram taxa de germinação igual ou inferior a testemunha quando se usou as diferentes concentrações do composto.

Para a idade de 90 dias do composto, as sementes da espécie *C. langsdorffii* germinaram somente na concentração de 0% e para a idade de 240 dias, as sementes germinaram nas concentrações de 0%, 25% e 50%, sendo a taxa a 25% inferior a testemunha e a taxa aos 50% semelhante a testemunha.

Constata-se, portanto, que a idade do composto não afetou a germinação das sementes de tamboril, mas, as sementes de jatobá e óleo copaíba tiveram interferência da idade do composto. Isso pode ser devido à sensibilidade dessas espécies a possíveis substâncias tóxicas que possam estar presentes num momento inicial, após o processo de compostagem, as quais, tamboril comporta-se com maior resistência aos seus efeitos. Os diferentes níveis de composto não proporcionaram alterações significativas na germinação das espécies.

Desenvolvimento em Altura

Houve interação significativa entre os diferentes níveis do composto e a idade do composto, quando se avaliaram as alturas das plantas aos 60 dias, apenas para as espécies tamboril e jatobá (Tabela 2). Para tamboril, somente no nível 25% de composto, houve diferença no desenvolvimento em altura levando em consideração a variação da idade do composto. O composto com 90 dias de idade favoreceu o melhor desenvolvimento em altura. Dentro da idade 1, não houve efeito dos níveis de composto sobre a altura das plantas. Dentro da idade 2, os níveis de 50% e 75% proporcionaram os melhores desenvolvimentos em altura, já o nível de 25% proporcionou o menor desenvolvimento.

Para jatobá na idade 1 do composto, não houve diferença estatística entre os tratamentos. Para a idade 2, apenas o uso da terra de subsolo como substrato, proporcionou o maior desenvolvimento em altura. E o nível de 75% de composto, proporcionou o menor desenvolvimento em altura.

Para óleo copaíba não houve diferenças estatísticas entre as idades e tão pouco entre os níveis de composto.

Tabela 2 – Desenvolvimento em Altura de espécies florestais cultivadas em diferentes níveis de composto orgânico em experimentos independentes

Composto	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>		<i>Hymenaea courbaril</i>		<i>Copaifera langsdorffii</i>	
	Idade 1	Idade 2	Idade 1	Idade 2	Idade 1	Idade 2
0%	19,7aA	16,3aAB	2,2bA	13,3aA	0,8aA	2,3aA
25%	23,6aA	8,8bB	0,0bA	7,1aAB	0,0aA	0,0aA
50%	25,7aA	25,9aA	0,0bA	7,8aAB	0,0aA	0,8aA
75%	12,5aA	24,2aA	0,0bA	0,0aC	0,0aA	0,0aA
100%	17,8aA	20,6aAB	0,0bA	4,1aBC	0,0aA	0,0aA
CV%	30,8		39,6		33,5	

Nota: Médias seguidas de letras minúsculas distintas na linha diferem entre si. Médias seguidas de letras maiúsculas distintas na coluna diferem entre si, estatisticamente, ao nível de 5% pelo teste de Tukey.

Desenvolvimento em Diâmetro

Para as espécies tamboril e óleo copaíba, não houve diferenças estatísticas entre as idades e tão pouco entre os níveis de composto (Tabela 3).

Para jatobá nos níveis de 0% e 25%, a idade 2 promoveu o melhor desenvolvimento em diâmetro das plantas. Já os demais níveis de composto não apresentaram diferenças estatísticas quando variou a idade do composto. Para a idade 1, não houveram diferenças estatísticas entre os níveis de composto. Para a idade 2, o uso do substrato apenas com terra de subsolo, promoveu o maior desenvolvimento em diâmetro e, o nível de 75% foi o que promoveu o menor desenvolvimento.

Tabela 3 – Desenvolvimento em diâmetro de espécies florestais cultivadas em diferentes níveis de composto orgânico em experimentos independentes

Composto	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>		<i>Hymenaea courbaril</i>		<i>Copaifera langsdorffii</i>	
	Idade 1	Idade 2	Idade 1	Idade 2	Idade 1	Idade 2
0%	2,2aA	1,9aA	0,5bA	4,3aA	0,3aA	0,4aA
25%	2,4aA	1,1 aA	1,0bA	3,0aAB	0,0aA	0,0aA
50%	3,1aA	3,2 aA	0,0bA	3,1aAB	0,0aA	0,4aA
75%	2,3aA	3,2 aA	0,0aA	0,0aC	0,0aA	0,0aA
100%	1,6aA	2,6 aA	0,0aA	1,5aBC	0,0aA	0,0aA
CV%	18,5		26,4		17,7	

Nota: Médias seguidas de letras minúsculas distintas na linha diferem entre si. Médias seguidas de letras maiúsculas distintas na coluna diferem entre si, estatisticamente, ao nível de 5% pelo teste de Tukey

CONCLUSÕES

O composto orgânico testado nas condições do experimento não favoreceu a germinação e o desenvolvimento inicial das espécies do cerrado avaliadas, independente da sua idade.

A espécie *E. contortisiliquum* foi capaz de germinar suas sementes nas duas idades do composto, praticamente com a mesma taxa de germinação. A germinação das espécies *H. courbaril* e *C. langsdorffii*, foi reduzida quando foi utilizado o composto na idade 1, quando comparado com o composto com a idade 2.

A mortalidade das plântulas das espécies estudadas foi semelhante em ambas as idades de composto avaliadas.

As espécies tiveram comportamentos diferentes no crescimento em altura, quando submetidas aos diferentes tratamentos. *E. contortisiliquum* e *H. courbaril* tiveram um efeito da interação entre os níveis de composto e a idade do mesmo. Já a espécie *Copaifera langsdorffii* não foi influenciada pelos tratamentos. Apenas *H. courbaril*, teve o desenvolvimento em diâmetro influenciado pela interação entre os níveis de composto e a idade do mesmo.

AGRADECIMENTOS

CRAD, Mata Seca e VERDEAR ambiental

REFERÊNCIAS

Góes ECM, Silva GG, Moraes R. Substratos para produção de mudas nativas de mata atlântica: Utilização de diferentes substratos para produção de mudas nativas de mata atlântica. São Roque – SP: IFSP. 2011.

Hahn CM, Oliveira C, Amaral EM, Rodrigues MS, Soares PV. Recuperação florestal: da semente á muda. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente para a Conservação e Produção Florestal do Estado de São Paulo. 2006; 144p.

Lima RLS. Substratos para produção de mudas de mamoneira compostos por misturas de cinco fontes de matéria orgânica. Ciência e Agrotecnologia. 2006; 30(3): 474-479.

Lisbão Júnior L. Formação de florestas de rápido crescimento. In: Anais do Simpósio Bilateral Brasil-Finlândia Sobre Atualidades Florestais, Curitiba. 1988.

Oliveira MC, Ogota RS, Andrade GA, Santos DS, Souza RM, Guimarães TG, et al. Manual de viveiro e produção de mudas: espécies arbóreas nativas do Cerrado. Editora Rede de Sementes do Cerrado, Brasília. 2016; 124p.

Solos, Embrapa. Sistema brasileiro de classificação de solos. Centro Nacional de Pesquisa de Solos: Rio de Janeiro. 2013.

CRESCIMENTO DE ESPÉCIES FLORESTAIS PLANTADAS EM ÁREAS MINERADAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL

Walmer Bruno Rocha Martins¹; Welton dos Santos Barros²; Vanilza Marques Miranda²; Gracialda Costa Ferreira³; Giuliana Mara Patrício de Souza⁴

RESUMO: O plantio de mudas florestais é o método mais usual para restauração das áreas degradadas pela mineração. Com isso, o objetivo deste trabalho foi avaliar crescimento das espécies florestais plantadas em ecossistemas anteriormente degradados pela mineração de bauxita em Paragominas-PA. Para isso, foram instaladas 40 parcelas de 20 x 50 m (1.000 m²) em áreas com idade de 5 a 9 anos de idade. O número de parcelas é variável por ano de implantação de acordo com o tamanho total da área recuperada, sendo avaliadas as variáveis diâmetro altura do peito (DAP) e altura, para mensurar o incremento médio anual das espécies. Assim, por meio da avaliação das espécies florestais, foi possível determinar aquelas que apresentaram maior crescimento no plantio dos ecossistemas em restauração.

Palavras chave: Áreas degradadas; Crescimento vegetal; Restauração ecológica.

INTRODUÇÃO

O progresso do desmatamento torna necessária a recuperação da vegetação, processo que deve ser desenvolvido por meio de técnicas apropriadas de revegetação em larga escala, como por exemplo plantios e conduções da regeneração natural (LACERDA, 2009).

A mineração é uma das formas de uso de recursos naturais que requer a compensação ambiental em suas áreas de exploração e em localidades próximas, sendo a restauração do ecossistema degradado uma prioridade (SILVA et al., 2015). O Brasil destacou-se no ano de 2015 por ocupar quarto lugar no ranking mundial de produção de bauxita, concentrando 10% (2,6 bilhões) da reserva mundial de bauxita (ABAL, 2017).

Para obter sucesso na retomada da vegetação, após uso da terra para a mineração, o monitoramento das metodologias de compensação é fundamental para o processo, tendo em vista que os parâmetros em relação aos indivíduos plantados devem ser: aspecto visual, densidade de plantas, altura média de plantas, composição de espécies, classificação das espécies em grupos sucessionais, origem (espécies nativas, exóticas, invasoras), síndromes de dispersão e taxa de mortalidade (ALMEIDA e SÁNCHEZ, 2005; BRANCALION et al., 2015).

¹Doutorando em Ciências Florestais pela Universidade Federal Rural da Amazônia; ²Graduando em Engenharia Florestal pela Universidade Federal Rural da Amazônia; ³Profa. Dra da Universidade Federal Rural da Amazônia; ⁴Mineração Paragominas - MPESA.

A composição de espécies nos plantios de recuperação deve permitir retornos ambientais e econômicos satisfatórios, bem como devem se enquadrar nas exigências ecológicas da região, evitando alta mortalidade de indivíduos e prejuízos no objetivo da atividade (MELOTTO et al.,2009).

Nesse contexto, este trabalho tem como objetivo avaliar o crescimento das espécies florestais plantadas, em ecossistemas anteriormente degradados pela mineração de bauxita em Paragominas-PA.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em áreas de plantio pós exploração, da empresa Mineração Paragominas S.A., localizada no nordeste do Estado do Pará, no Platô Miltônia 3 (3°15'38"S e 47°43'28"O) a altitude de 150 m, a 70 km distante da sede municipal de Paragominas-PA.

Segundo a classificação de Köppen-Geiser, o clima na região é do tipo “Aw” (tropical úmido), onde a temperatura média é de 26,3 °C com índice pluviométrico anual de aproximadamente 1.800 mm, sendo que, o período mais chuvoso vai de janeiro a maio com a umidade relativa do ar em torno de 81% (ALVARES et al., 2013).

Atividades realizadas após a exploração

Após a extração de bauxita no subsolo, a empresa realiza a reconformação do terreno e espalhamento do *topsoil*. Posteriormente, é realizada a restauração florestal por meio do plantio de mudas de espécies florestais. Vale ressaltar que não foi realizada a seleção prévia das espécies para o plantio, contudo os indivíduos analisados neste trabalho foram identificados durante e após processo de amostragem.

Tabela 1 - Número de parcelas para avaliação dos indivíduos arbóreos, arbustivos e os tipos de procedimentos nas áreas de plantio para restauração florestal de áreas anteriormente mineradas, Paragominas, Pará, Brasil

Áreas	Ano de plantio	Anos pós-plantio	Área (ha)	Parcela	Reconformação do terreno	Subsolagem	Adubação
1	2009	9	71,03	6	Morfológica	A	*
2	2010	8	61,96	6	-	-	**
3	2011	7	123,23	12	Topográfica	-	*
4	2012	6	74,75	6	-	A	***
5	2013	5	99,10	10	-	B	****
Total	---	---	430,07	40			

Em que: A: adubação simultânea (33%P2O5 Total, 10% Solúvel Ácido Cítrico); B: 334 kg/ha de fosfato (FNR) em pré-plantio e 300g/cova em nucleação *: Em covas - 200 g em cada cova de N P K - 06 30 06 (0,5% B, 0,5%Cu, 0,5%Zn) e 2,5 kg por cova de adubo orgânico; **: De cobertura - Calcário dolomítico (CaO-28%, MgO-12%);***: Em covas NPK 06-30-06 (150g/cova), e fosfato natural (100g/cova),

incorporado com esterco orgânico (500g/cova) + Adubação de cobertura - NPK (06:30:06), colocando 200g/cova; ****: Calagem (300kg/ha) + NPK 6-30-6 na proporção de 160g/muda.

Em todas as áreas, antes do plantio, foram realizados os seguintes procedimentos: a) reconformação do terreno; b) subsolagem; e c) espalhamento do *topsoil*. Em seguida, fez-se a correção e adubação, introduzindo ao solo também material orgânico por cova (Tabela 1). Os tratos culturais após o plantio variaram entre os anos, como por exemplo combate a formigas, replantios, bem como coroamentos, capinas e cortes de cipós.

Sistema de amostragem e classificação das espécies

Foram instaladas 40 parcelas de 20 x 50 m (1.000 m²). O número de subparcelas é variável por ano de implantação de acordo com o tamanho total da área recuperada.

Incremento em diâmetro e altura

O monitoramento do plantio ocorreu semestralmente, onde obtiveram-se valores de DAP (Diâmetro a Altura do Peito, medido a 1,30 m do nível do solo para indivíduos com altura do fuste > 1,30 m) e, ou, diâmetro do colo à 0,10 m do solo (para indivíduos com altura do fuste ≤ 1,30 m) e altura total da planta (H_t). O DAP foi medido com uma fita centimétrica e a altura por meio da superposição de ângulos com auxílio de uma vara graduada em metros, com 4 m de tamanho. A última medição das variáveis de crescimento foi realizada no mês de novembro de 2017 e com os valores obtidos foi calculado o Incremento Médio Anual (IMA) em DAP e altura (Eq. 1 e 2 respectivamente).

$$\frac{IMA_{DAP}}{DAP} \quad (1)$$

$$\frac{IMA_H}{H_t} \quad (2)$$

Em que: IMA = Incremento Médio Anual (cm); t = Tempo (anos); DAP = Diâmetro a Altura do Peito (cm); H_t = Altura total (m)

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Densidade do plantio e da regeneração natural

No total, foram avaliadas 125 espécies provenientes do plantio. Destas, o maior número de espécies foi registrado na área implantada em 2009, enquanto que, o menor na área implantada em 2013 (Tabela 2).

Tabela 2 - Número de espécies plantadas e regenerantes consideradas vivas e densidade da vegetação nas áreas em processo de restauração, anteriormente degradada pela atividade minerária no município de Paragominas, Pará, Brasil

Ano do Plantio	Tempo de restauração (anos)	Nº de espécies plantio	Densidade do plantio (ind.ha ⁻¹)
2009	9	72	345,00
2010	8	36	276,67
2011	7	47	260,83
2012	6	41	401,67
2013	5	31	470,00

Incremento em diâmetro e altura

Os valores médios de IMA_{DAP} variam de $0,94 \pm 0,46$ e $0,69 \pm 0,39$ cm.ano⁻¹. Esses valores das espécies plantadas são superiores aos $0,48 \pm 0,41$ cm.ano⁻¹ encontrados por Salomão et al. (2014) na Mineração Rio do Norte - MRN, em Oriximiná, após 13 anos.

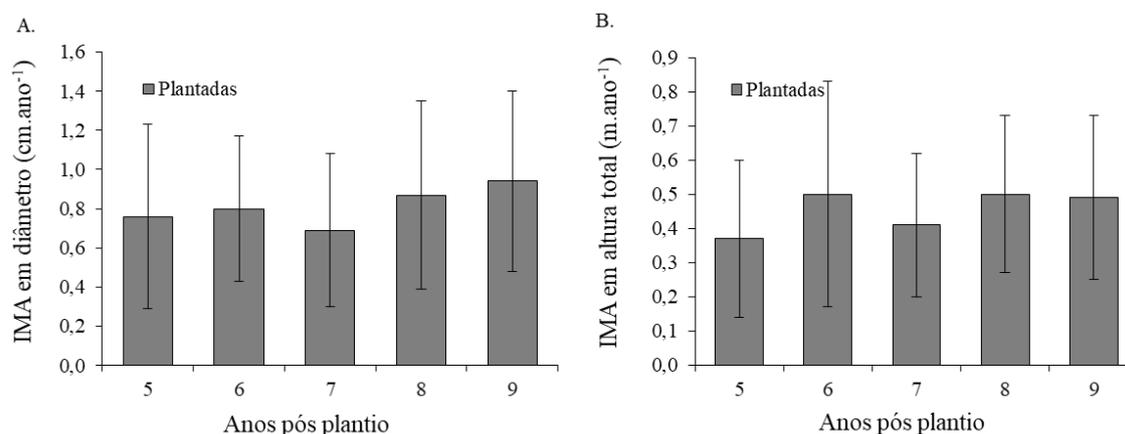


Figura 1 - Incremento médio anual em diâmetro (IMA_{DAP}) “A” e altura total (IMA_H) “B” dos indivíduos que foram plantados nas áreas anteriormente degradadas pela mineração de bauxita no município de Paragominas, Pará, Brasil. Barras representam os valores médios seguidas do desvio padrão.

Das espécies com as maiores taxas de sobrevivência, os valores médios de IMA_{DAP} e IMA_H foram de $0,83$ cm.ano⁻¹ e $0,49$ m.ano⁻¹, respectivamente para 22 espécies (Tabela 5). Destas, a *Senegalia polyphylla*, têm sido a espécie mais plantada e com elevado incremento tanto em altura quando em diâmetro (Tabela 3).

Tabela 3 - Espécies com as maiores taxas de sobrevivência, com respectivos valores de Incremento médio anual em DAP (IMA_{DAP}) e altura total (IMA_H), que foram plantadas nas áreas anteriormente degradadas pela mineração de bauxita no município de Paragominas, Pará.

Nº de áreas Ocorrentes	Espécies	Sobrevivência % (Nº de indivíduos)	IMA	
			DAP (cm)	H (m)
5	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	84 (130)	1,32	0,70
	<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	84 (59)	0,72	0,48
	<i>Genipa americana</i> L.	70 (70)	0,56	0,32
4	<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz	95 (38)	0,55	0,50
	<i>Hymenaea parvifolia</i> Huber	70 (64)	0,76	0,43
	<i>Bauhinia rufa</i> (Bong.) Steud.	68 (17)	0,71	0,40
3	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Wild.	100 (15)	0,57	0,40
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	83 (19)	0,85	0,57
	<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	67 (12)	0,98	0,57
	<i>Chamaecrista ensiformis</i> var. <i>plurifoliolata</i> (Hoehne)	67 (8)	0,71	0,49
	<i>Oenocarpus distichus</i> Mart.	63 (5)	0,93	0,24
	<i>Andira inermis</i> W. Wright	60 (15)	0,52	0,38
2	<i>Astronium lecointei</i> Ducke	100 (7)	0,78	0,45
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	100 (5)	1,20	0,81
	<i>Clitoria arborea</i> Benth.	95 (19)	0,87	0,59
	<i>Chloroleucon acacioides</i> (Ducke) Barneby &	80 (8)	0,83	0,53
	<i>Anacardium occidentale</i> L.	66 (15)	0,78	0,34
1	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	100 (5)	0,62	0,44
	<i>Pseudobombax munguba</i> (Mart. & Zucc.) Dugand	80 (4)	0,83	0,29
	<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C. Sm.	80 (4)	0,46	0,35
	<i>Machaerium froesii</i> Rudd	70 (7)	1,06	0,68
	<i>Mimosa schomburgkii</i> Benth.	71 (5)	1,73	0,74

Para Lorenzi (2002), a *Senegalia polyphylla*, vulgarmente conhecida como angico-branco, possui copa frondosa e rápido crescimento, podendo atingir produção de 17 m³/ha/ano aos 10 anos de idade. No entanto, tais características podem influenciar negativamente o crescimento de outras espécies, tendo em vista a sombra gerada por esta, que está presente em todos os ecossistemas avaliados e em maior quantidade, pode comprometer a interceptação de energia de outros indivíduos.

CONCLUSÃO

O monitoramento das espécies florestais em ecossistemas em restauração mostrou-se eficaz, sendo possível determinar aquelas que apresentaram maiores taxas de crescimento.

REFERÊNCIAS

ABAL. Associação Brasileira de Alumínio. Bauxita no Brasil: mineração responsável e competitividade. São Paulo: ABAL, 2017. 66p. Disponível em:

<<http://abal.org.br/publicacao/bauxita-no-brasil-mineracao-responsavel-e-competitividade/>>. 31 Dez. 2017.

Almeida ROPO, Sánchez LE. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação do desempenho. *Revista Árvore*. 2005; 29(1): 47-54.

Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JLM, Sparovek G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*. 2013; 22(6): 711-728.

Brancalion PHS, Gandolfi S, Rodrigues RR. Restauração florestal. São Paulo: Oficina de Textos, 2015; 428p.

Lacerda DMA, Figueiredo PS de. Restauração de matas ciliares do rio Mearim no Município de Barra do Corda-MA: seleção de espécies e comparação de metodologias de reflorestamento. *Acta Amazonica*. 2009; 39: 295-304.

Melotto A, Nicodemo ML, Bocchese RA, Laura VA, Neto MMG, Schleder DD, et al. Sobrevivência e crescimento inicial em campo de espécies florestais nativas do Brasil central indicadas para sistemas silvipastoris. *Revista Árvore*. 2009; 33(3): 425-432.

Silva K de A, Martins SV, Miranda Neto A, Demolinari R de A, Lopes AT. Restauração florestal de uma mina de bauxita: Avaliação do desenvolvimento das espécies arbóreas plantadas. *Floresta e Ambiente*. 2016; 23(3): 309-319.

Lorenzi H. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil. 4 ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2002; v.1: 368p.

REGENERAÇÃO NATURAL DE UMA ÁREA DE CAATINGA NO RIO GRANDE DO NORTE

Thiago Pereira de Sousa^{1*}; Alan Cauê de Holanda²; Cirilo Berson Alves Freitas²;
Antonio Giliard dos Santos Oliveira²; Allyson Rocha Alves²

RESUMO: Objetivando caracterizar a regeneração natural do componente arbustivo/arbóreo, desenvolveu-se o trabalho no Parque Nacional da Furna Feia, abrangendo os municípios de Mossoró e Baraúna. Foram distribuídas aleatoriamente 24 unidades amostrais compostas por parcelas fixas de 20,0 x 20,0 m; no interior de cada unidade amostral foi instalada uma subparcela de 1,0 m x 20 m; onde todos os indivíduos arbustivos/arbóreos com altura $\geq 0,5$ m foram amostrados e agrupados por classes de altura, em que: C1 = altura (H) $\geq 0,5$ até 1,5m; C2 = altura (H) $>1,5$ até 2,5m; C3 = altura (H) $>2,5$ m. As espécies não identificadas *in loco* foram identificadas por consulta bibliográfica e/ou via comparação com exsiccatas já identificadas. Na classificação foi adotado o sistema do Angiosperm Phylogeny Group (APG III, 2009). A suficiência amostral foi determinada por regressão linear, onde o número de parcelas ajustou-se a uma equação polinomial ($R^2 = 95,4\%$), se estabilizando na 16^a parcela, com interseção da parte linear e o platô aos 320m², sugerindo que a amostra foi suficiente para representar a fitodiversidade da área. A regeneração natural nos ambientes semiáridos geralmente é lenta, dependendo principalmente da precipitação, da dispersão das sementes, da existência de um banco de sementes viáveis no solo e da rebrota de tocos e raízes.

Palavras-chave: Semiárido, Fitodiversidade, Fatores edafoclimáticos.

NATURAL REGENERATION OF A CAATINGA AREA IN THE NORTHERN GREAT RIVER

ABSTRACT: In order to characterize the natural regeneration of the shrub/arboreal component, work was carried out in the Furna Feia National Park, covering the municipalities of Mossoró and Barauna. Twenty-four sampling units composed of fixed 20.0 x 20.0 m plots were randomly distributed; a 1.0 m x 20 m subplot was installed inside each sampling unit; all shrubby/arboreal individuals with height ≥ 0.5 m were sampled and grouped by height classes, in which: C1 = height (H) ≥ 0.5 to 1.5 m; C2 = height (H) >1.5 to 2.5 m; C3 = height (H) >2.5 m. The species not identified *in loco* were identified by bibliographic consultation and/or by comparison with already identified exsiccates. The Angiosperm Phylogeny Group (APG III, 2009) system was adopted in the classification. Sample sufficiency was determined by linear regression,

¹ Universidade Federal da Paraíba/PPGA; ² Universidade Federal Rural do Semi-Árido.

*E-mail: tiagojd2009@hotmail.com

where the number of plots was adjusted to a polynomial equation ($R^2 = 95.4\%$), stabilizing at the 16th plot, with intersection of the linear part and the plateau at 320m², suggesting that the sample was sufficient to represent the phytodiversity of the area. Natural regeneration in semi-arid environments is generally slow, depending mainly on precipitation, seed dispersion, the existence of a viable seed bank in the soil and the regrowth of stubs and roots.

Keywords: *Natural regeneration, Phytodiversity, Soil and climate factors.*

INTRODUÇÃO

A distribuição da vegetação no Nordeste do Brasil obedece um gradiente climático, seguindo a diminuição da pluviometria do litoral em direção ao interior do continente, onde a vegetação perde em altura e ganha em espécies decíduas, e sua fisionomia toma contornos de floresta seca, conhecida como caatinga (VICENTE et al., 2005).

Entre os biomas brasileiros a caatinga é um dos que possui potencial de exploração, ainda que suas espécies arbóreas tenham por características porte médio/pequeno, fustes com diâmetros pequenos e tortuosos, sendo que os principais meios de exploração são, a extração de lenha e atividades agrossilvopastoris.

A utilização racional e permanente dos recursos florestais de qualquer ecossistema só pode ser planejada a partir do conhecimento de suas dinâmicas biológicas, tornando-se imperativo conhecer, por exemplo, como se dão os processos de regeneração natural diante das perturbações antrópicas (PEREIRA et al., 2001).

O conhecimento sobre a Caatinga tem sido em muito ampliado, principalmente no que se refere a áreas específicas; entretanto, poucos estudos são realizados sobre a regeneração naturais desse bioma, com escassez e lacunas desses estudos.

Sendo a avaliação do potencial regenerativo da caatinga fundamental para descrever os padrões de substituição das espécies e/ou das alterações estruturais, bem como os processos envolvidos na manutenção da comunidade (ALVES et al., 2010).

Tais conhecimentos são essenciais para a elaboração e aplicação correta de planos de manejo e tratamentos silviculturais, permitindo a exploração racional e permanente dos recursos florestais desse bioma.

Sendo a regeneração natural vital para assegurar que as florestas desempenhem suas funções, garantindo o equilíbrio e a perpetuação dos ecossistemas, o objetivo da pesquisa foi caracterizar a regeneração natural do componente arbustivo/arbóreo no Parque Nacional da Fuma Feia.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi desenvolvido no Parque Nacional da Fuma Feia, localizado geograficamente a 5° 03' 15" de latitude sul e 37° 30' 54" de longitude a oeste, com altitude de 120,0 m, abrange áreas dos municípios de Mossoró e Baraúna, estado do Rio Grande do Norte, totalizando uma área de 8.494 hectares.

Geologicamente a região situa-se sobre a bacia potiguar, no domínio geomorfológico da chapada do Apodi, com relevo suavemente ondulado e solos do tipo Cambissolos (EMBRAPA, 2013).

O clima da região é do tipo BSw_h, tropical, semi-árido quente, com 7 a 8 meses secos por ano, ou seja, clima seco e muito quente, com chuvas concentradas entre o verão e o outono. A temperatura média anual é de 27,5 °C e insolação média de 236 h/mês (Köppen). A precipitação anual média gira em torno de 670 mm e a evapotranspiração média anual em torno de 1.945,20 mm (ROCHA, 2016).

Foram distribuídas aleatoriamente 24 unidades amostrais compostas por parcelas fixas de 20,0 x 20,0 m; no interior de cada unidade amostral foi instalada uma sub-parcela de 1,0 m x 20 m (20m²), sendo amostrados todos os indivíduos arbustivos/arbóreos com altura ≥ 0,5 m, agrupados por classes de altura, em que: C1 = altura (H) ≥ 0,5 até 1,5m; C2 = altura (H) >1,5 até 2,5m; C3 = altura (H) >2,5m (ARANTES et al., 2012).

As espécies não identificadas *in loco* tiveram material botânico coletado e posteriormente identificado por meio de consulta bibliográfica e/ou via comparação com exsicatas já identificadas. Na classificação das espécies foi adotado o sistema de classificação do Angiosperm Phylogeny Group (APG III, 2009).

Para obtenção da suficiência amostral foi realizado ajuste de curvas através do Sistema de Análise Estatística e Genética (SAEG) e, para a estrutura da vegetação (composição florística e alguns parâmetros da estrutura horizontal) foi utilizado o software Mata Nativa 2.0.

RESULTADOS

A determinação da suficiência amostral foi realizada por regressão linear com resposta em platô, onde o número de parcelas amostradas para as três sub áreas avaliadas ajustou-se a uma equação polinomial com coeficiente de determinação significativo ($R^2 = 95,4\%$), tendo-se estabilizado na 16^a parcela, com interseção da parte linear e o platô aos 320m², sugerindo que a amostra é suficiente para representar a fitodiversidade da área (Figura 1).

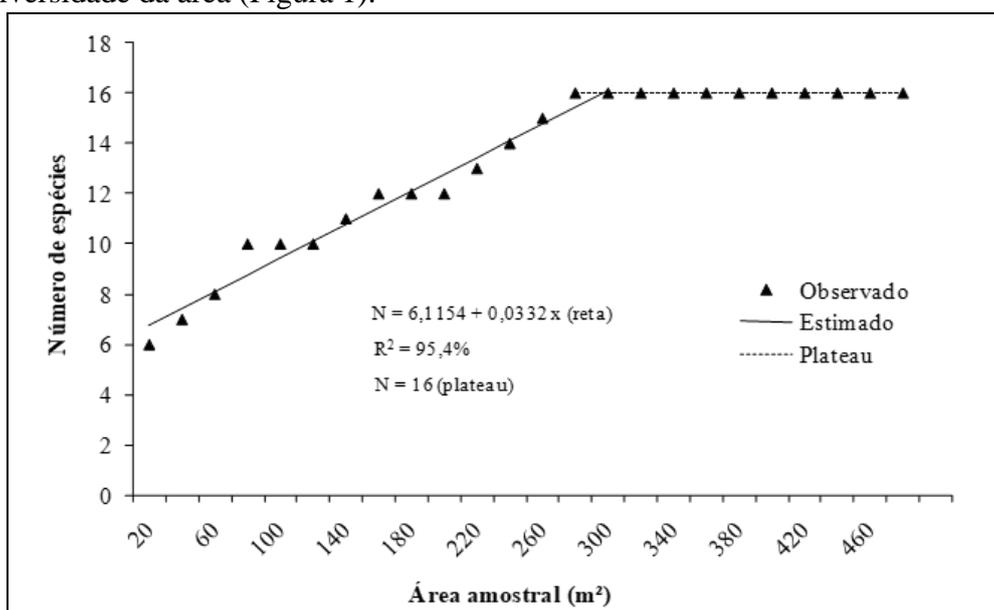


Figura 1. Representação gráfica da suficiência amostral da regeneração natural do componente arbustivo-arbóreo adulto "Área x Número de espécies amostradas" no Parque Nacional da Furna Feia, municípios de Mossoró e Baraúna, RN.

Segundo Silva et al. (2012), a variabilidade de espécies e indivíduos da regeneração natural em áreas de caatinga, está associada a precipitação. Porém, Rodal et al. (2008) relataram que não apenas a precipitação pode modificar a quantidade de espécies e indivíduos regenerantes. Embora esse seja um dos fatores mais importantes, elementos como a situação topográfica, classe, profundidade e permeabilidade do solo também devem ser considerados.

Foram identificadas um total de 16 espécies, pertencentes a 11 famílias botânicas; sendo todas as espécies presentes na classe C1, com 160 indivíduos amostrados; já na classe C2, foram amostrados 59 indivíduos de 14 espécies e 9 famílias botânicas, e na classe C3, amostrados apenas 8 indivíduos de 5 espécies e 3 famílias botânicas (Tabela 1).

Tabela 1. Famílias e espécies amostradas na regeneração natural do componente arbustivo-arbóreo adulto no Parque Nacional da Furna Feia, municípios de Mossoró e Baraúna, RN.

Família/Espécie	Número de indivíduos por classe			Hábito
	C1	C2	C3	
Fabaceae				
<i>Mimosa arenosa</i> (Willd.) Poir.	38	8	2	Arbóreo
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	19	11	1	Arbóreo
<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.)	5	2	-	Arbóreo
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.)	11	2	3	Arbóreo
<i>Mimosa caesalpinhiifolia</i> Benth.	22	2	-	Arbóreo
Solanaceae				
<i>Brunfelsia uniflora</i> (Pohl) D. Don	6	6	1	Arbóreo
Euphorbiaceae				
<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	18	16	-	Arbustivo
<i>Manihot carthagenensis</i> subsp. (Mull. Arg.)	12	3	-	Arbóreo
Combretaceae				
<i>Combretum leprosum</i> Mart.	3	3	-	Arbustivo
Apocynaceae				
<i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart.	5	1	-	Arbóreo
Burseraceae				
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett	8	-	-	Arbóreo
Capparaceae				
<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J. Presl	1	2	-	Arbustivo
Olacaceae				
<i>Ximena americana</i> L.	7	0	1	Arbustivo
Boraginaceae				
<i>Auxemma oncocalyx</i>	3	2	-	Arbóreo
Sapotaceae				
<i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Roem. & Schult.)	1	1	-	Arbóreo
Rhamnaceae				
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	1	-	-	Arbóreo
Total	160	59	8	

Fonte: Autores.

Dessa foram, é notório que a regeneração natural da área estudada é bastante frágil, onde a maioria dos indivíduos regenerantes não conseguem se estabelecer nas classes superiores, comprometendo a perpetuação da comunidade arbustiva/arbórea futura da área ao longo do tempo.

Para Alves Junior et al. (2013), a regeneração natural de espécies arbóreas em uma comunidade florestal depende da produção de sementes, do estabelecimento das plântulas, da sobrevivência das mudas e do seu recrutamento.

A regeneração natural nos ambientes semiáridos geralmente é lenta, pois depende principalmente da precipitação, da dispersão das sementes, da existência de um banco de sementes viáveis no solo e da rebrota de tocos e raízes.

Registra-se ainda que a maioria das espécies regenerantes e estabelecidas na área, pertencem a família *Fabaceae*, característica essa encontrada na maioria dos estudos sobre regeneração natural em áreas de caatinga. Comportamento que esta relacionado principalmente ao fato dessa família apresentar espécies morfológicamente adaptadas as condições climáticas da caatinga, com crescimento relativamente rápido e comportamento caducifólio (SOUZA; LORENZI, 2012).

Entretanto, para Amorim et al. (2016) o sucesso ecológico e a amplitude da distribuição da família *Fabaceae* relaciona-se aos aspectos morfofuncionais de adaptações à deficiência hídrica das espécies, como a perda de folhas e presença de acúleos ou espinhos, estratégias reprodutivas e de defesa, estabelecimento de associações simbióticas entre as suas espécies e bactérias fixadoras de nitrogênio, permitindo uma melhor assimilação de compostos nitrogenados, fundamentais ao crescimento das plantas, facilitando inclusive a sua colonização em ambientes com solos pouco férteis.

Analisando a regeneração natural total da área, observa-se uma dominância das espécies pioneiras, onde, *Mimosa arenosa* (Willd.) Poir., *Bauhinia cheilantha* (Bong.) Steud., *Croton blanchetianus* Baill., e *Piptadenia stipulacea* (Benth.) juntas respondem por 63% da regeneração natural total (Tabela 2).

Tabela 2 - Regeneração natural em diferentes classes de altura. Parque Nacional da Furna Feia, Mossoró e Baraúna, RN, 2017/2018.

Espécies	Nome Vulgar	RNC1	RNC2	RNC3	RNT
<i>Mimosa arenosa</i> (Willd.) Poir.	Jurema de Imbira	19,34	14,92	25,00	19,75
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	Mororó	13,40	17,46	12,50	14,45
<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	Marmeleiro	13,09	25,19	-	12,76
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	Sabiá	9,115	2,86	-	3,99
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.)	Jurema Branca	7,92	4,02	37,50	16,48
<i>Manihot carthagenensis</i> subsp. <i>Glaziovii</i> (Mull. Arg.)	Maniçoba	6,735	4,865	-	3,87
<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.)	Catingueira	4,545	4,02	-	2,86
<i>Ximenia americana</i> L.	Ameixa	4,425	-	12,50	5,64
<i>Brunfelsia uniflora</i>	Manacá	4,115	9,735	12,50	8,78
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett	Imburana	3,995	-	-	1,33
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart.	Pereiro	3,80	2,01	-	1,94
<i>Combretum leprosum</i> Mart.	Mofumbo	3,18	4,865	-	2,68
<i>Auxemma oncocalyx</i>	Pau Branco	3,18	4,02	-	2,40
<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Pres	Feijão Bravo	1,06	4,02	-	1,69

<i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Roem. & Schult.)	Quixabeira	1,06	2,01	-	1,02
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	Juazeiro	1,06	-	-	0,35
TOTAL		100%	100%	100%	100%

RNC = Regeneração natural por classe; RNT = Regeneração natural total.

A dominância de espécies do gênero *Mimosa* L na regeneração natural da área, assim como o sucesso de estabelecimento destas nas classes superiores, relaciona-se principalmente por apresentar espécies de folhagem decídua com redução drástica da atividade fotossintética na estação seca (COSTA et al., 2015).

Segundo Ferreira et al. (2015) a família *Fabaceae* é de grande importância ecológica para a caatinga, onde naturalmente suas espécies são dominantes nesse ecossistema.

Por sua vez, as espécies do gênero *Croton* produzem grande quantidade de sementes, cuja dispersão acontece de forma fácil, tanto no momento da deiscência dos frutos, quanto posteriormente, através de vetores biológicos, fazendo de suas espécies, pioneiras típicas da caatinga (PEREIRA et al., 2001).

CONCLUSÕES

A maioria das espécies regenerantes não conseguem se estabelecer na área, indicando a necessidade de acompanhamento silvicultural em casos de exploração florestal.

A família *Fabaceae* apresenta espécies em todas as classes de regeneração, indicando que essas espécies apresentam potencial de se estabelecerem no local, tornando-se dominantes quando chegarem à fase adulta.

AGRADECIMENTOS

A CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pelo apoio financeiro, Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, a UFERSA, UFPB/PPGA e ao ICMBio/PARNA Furna Feia por possibilitarem a realização do trabalho.

REFERÊNCIAS

Alves Junior FT, Caraciolo RLF, Aleixo JAS, Marangon LC, Gutierrez CGH. Regeneração natural de uma área de caatinga no sertão pernambucano, nordeste do Brasil. *Revista Cerne*. 2013; 19(2): 229-235.

Alves LS, Holanda AC, Wanderley JAC, Sousa JS, Almeida PG. Regeneração natural em uma área de Caatinga situada no município de Pombal-PB - Brasil. *Revista Verde*. 2010; 5(2): 152-168.

Amorim LDM, Sousa LOF, Oliveira FFM, Camacho RGV, Melo JIM. *Fabaceae* na Floresta Nacional (FLONA) de Assú, semiárido potiguar, nordeste do Brasil. *Revista Rodriguésia*. 2016; 67(1): 105-123.

APG – Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 2009; 161(1): 105-121.

Arantes TB, Faria RAVB, Souza LM, Botelho AS, Guimarães JC. Avaliação da regeneração natural como processo de recuperação do entrono de nascente perturbada. *Revista Enciclopédia Biosfera*. 2012; 8(14): 1019-1041.

Costa GM, Cardoso D, Queiroz LP, Conceição AA. Variações locais na riqueza florística em duas ecorregiões de caatinga. *Revista Rodriguésia*. 2015; 66(3): 685-709.

Ferreira PSM, Melo Trovão DMB, Melo JIM. Leguminosae na APA do Cariri, Estado da Paraíba, Brasil. *Revista Hoehnea*. 2015; 42(3): 531-547.

Pereira IM, Andrade LA, Costa JRM, Dias JM. Regeneração natural em um remanescente de caatinga sob diferentes níveis de perturbação, no Agreste Paraibano. *Revista Acta Botanica Brasileira*. 2001; 15(3): 413-426.

Rocha AB. Situação de emergência e estado de calamidade pública: estudo da dinâmica climática das secas e estiagem em Mossoró-RN (1970-2014). *Revista Geo Sertões*. 2016; 1(2): 21-41.

Rodal MJN, Martins FR, Sampaio EVSB. Levantamento quantitativo das plantas lenhosas em trechos de vegetação de caatinga em Pernambuco. *Revista Caatinga*. 2008; 21(3): 192-205.

Silva SO, Ferreira RLC, Silva JAA, Lira MA, Alves Junior FT, Cano MOO, et al. Regeneração natural em um remanescente de Caatinga com diferentes históricos de uso no Agreste Pernambucano. *Revista Árvore*. 2012; 36(3): 441-450.

Solos, Embrapa. Sistema brasileiro de classificação de solos. Centro Nacional de Pesquisa de Solos: Rio de Janeiro. 2013.

Souza VC, Lorenzi H. Botânica Sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de Fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG III. 3ª ed. Instituto Plantarum, Nova Odessa. 2012; 768p.

Vicente A, Santos MM, Tabarelli M. Variação do modo de dispersão de espécies lenhosas em um gradiente de precipitação entre floresta seca e úmida no nordeste do Brasil. *Ecologia e conservação da caatinga*. 2005; 2: 565-592.