



Pesquisa e Aplicação em Ciências Biológicas

Leonardo Pereira Fraga
Patricia Köster e Silva
(Organizadores)

 **Bookerfield**



Pesquisa e Aplicação em Ciências Biológicas

Leonardo Pereira Fraga
Patricia Köster e Silva
(Organizadores)

 **Bookerfield**

Editora Chefe
Marcia A. A. Marques
Coordenadora Editorial
Isabela Arantes Ferreira
Bibliotecária
Cibele Maria Dias
Diagramação
Ricardo Augusto do Nascimento

Capa
Bookerfield
Capista
Matheus do P. Lacerra
Revisão
Os autores

O conteúdo deste livro está licenciado sob uma Licença de Atribuição Creative Commons. Atribuição-Não-Comercial Não Derivativos 4.0 Internacional (CC BY-NC-ND 4.0).



2021 by Bookerfield Editora
Copyright © Bookerfield Editora
Copyright do Texto © 2021 Os autores
Copyright da Edição © 2021 Bookerfield Editora
Os autores cedem à Bookerfield Editora os direitos para esta edição

Esta obra é de natureza digital (e-book). Versões impressas são permitidas, não tendo a Bookerfield Editora qualquer responsabilidade pela confecção e distribuição de exemplares físicos deste conteúdo.

Todos os manuscritos da obra passaram por rigorosa avaliação cega pelos pares, baseadas em critérios científicos e imparciais, recebendo a aprovação após atender os critérios técnicos estabelecidos pelo Conselho Editorial.

Todo o conteúdo do livro e de artigos individuais é de responsabilidade exclusiva de seus respectivos autores, não sendo a Bookerfield Editora responsável por quaisquer eventuais irregularidades.

Situações como plágio, má conduta ética/científica ou dados e resultados fraudulentos são de responsabilidade do autor, comprometendo-se a Bookerfield Editora em investigá-las rigorosamente e tomar as ações cabíveis.

O download, compartilhamento e referência da obra são permitidos mediante atribuição de crédito aos autores e à Editora. A comercialização desta obra é expressamente proibida.

Conselho Editorial

Adailton Pereira de Melo	Joelma Leão Buchir
Afrânio Silva Madeiro	José Aderval Aragão
Alberto Carlos de Souza	José Edson Barros Correia
Aline De Souza Lima Barbaroto	José Robertto Zaffalon Júnior
Alirya Magda Santos do Vale Gomes	Juliane Campos Inácio
Ana Luiza Trovo Marques de Souza	Jussara Gonçalves Fonseca
Andrea Borges Gaia	Kilvia Paula Soares Macedo
Andrea Sartori Jabur	Luciane Cristina Arantes Arantes
Andréia Monique Lermen	Luiz Eduardo da Silva Gomes
Breno Henrique Ferreira Cypriano	Marcelo de Oliveira Pinto
Bruno Cezar Silva	Marcelo Henrique da Silva
Camila de Vasconcelos Tabares	Márcia Donizete Leite-Oliveira
Camila Gemin R. Locatelli	Marco Aurelio de Jesus Mendes
Camila Nathalia Padula de Godoy	Marcos Pereira dos Santos
Cláudia Hitomi Watanabe Rezende	Marden Manuel Rodrigues Marques
Dalvani Fernandes	Miguel Rodrigues Netto
Daniela Kunkel	Monyck Jeane dos Santos Lopes
Dayane Cristina Guarnieri	Morgana do Nascimento Xavier
Edfram Rodrigues Pereira	Nara Michelle Moura Soares
Elaine Patricia Arantes	Nathália Sayuri Yamamoto
Elisângela Rodrigues Carrijo	Oscar Yecid Bello Bello
Elson Barbosa da Silva Junior	Patricia Köster e Silva
Érika Alves Tavares Marques	Rafael Gonçalves Mafra
Evandro Preuss	Rafael Mesquita Stoque
Fabio José Antonio da Silva	Rebecca Bianca de Melo Magalhães
Fabíola Aliaga de Lima	Renato Luís Veiga Oliveira Júnior
Fernanda Imada de Lima	Renato Obikawa Kyosen
Fernando Cesar Mendes Barbosa	Rodolfo Lucas Bortoluzzi
Fernando Oliveira de Andrade	Silvio Santiago-Vieira
Greicielle Pereira Arruda	Solange Kileber
Guilherme Camara Meireles	Suzana Silva Lira
Guilherme Emanuel de Queiros Souza	Taíza Fernanda Ramalhais
Heiriane Martins Sousa	Thiago Averaldo Bimestre
Hermam Vargas Silva	Thiago Luciano Rodrigues da Silva
Horácio Monteschio	Vagner Marques de Moura
Isabel das Mercedes Costa	Valdecir Alves dos Santos Júnior
Isidro Ihadua	Vanessa Paiva Costa Vale
Israel Henrique Ribeiro Rios	Vânia Maria Carvalho de Sousa
Ivonete Alves Sampaio	Veronica Gabriela Ribeiro da Silva
Jaime Andres Castaneda Barbosa	Vinícius Dantas Silveira
João César Abreu de Oliveira Filho	Vivian Victoria Vivanco Valenzuela

Pesquisa e Aplicação em Ciências Biológicas

Editora Chefe Marcia A. A. Marques
Coordenadora Editorial Isabela Arantes Ferreira
Bibliotecária Cibele Maria Dias - CRB-8/9427
Diagramação Ricardo Augusto do Nascimento
Revisão Os autores
Organizadores Leonardo Pereira Fraga
Patrícia Köster e Silva

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) (Câmara Brasileira do Livro, SP, Brasil)

Pesquisa e aplicação em ciências biológicas [livro eletrônico] / [organização Leonardo Pereira Fraga, Patrícia Köster e Silva ; coordenação Isabela Arantes Ferreira]. -- São Paulo : Bookerfield, 2021.
PDF

Vários autores.
Bibliografia.
ISBN 978-65-89929-05-5

1. Ciências biológicas I. Fraga, Leonardo Pereira.
II. Silva, Patrícia Köster e. III. Ferreira, Isabela Arantes.

21-68420

CDD-570

Índices para catálogo sistemático:

1. Ciências biológicas e naturais 570

Cibele Maria Dias - Bibliotecária - CRB-8/9427

DOI 10.53268/BKF21060500

Bookerfield Editora
São Paulo – Brasil
Telefone: +55 (11) 99841-4444
www.bookerfield.com
contato@bookerfield.com



Declaração dos Autores

Os autores da presente obra declaram não haver qualquer interesse comercial ou irregularidade que comprometa a integridade dos artigos científicos nesta obra publicados; declaram que participaram da elaboração, revisão e/ou organização de seus respectivos artigos, os quais atestam estar completamente livres de dados e resultados fraudulentos, bem como de plágio acadêmico; declaram que a publicação de seu artigo científico nesta obra não fere qualquer outro contrato por eles firmado; declaram ter atendido às exigências de outras partes, como instituições financiadoras, para a publicação nesta obra.

Apresentação

A presente obra reúne trabalhos de pesquisa aplicada no âmbito das Ciências Biológicas. Em diferentes abordagens, os trabalhos (capítulos) apresentam conhecimentos aplicáveis nas áreas da Conservação, Sustentabilidade, Ecologia Vegetal, Mudanças Climáticas e Saúde Urbana. Os capítulos foram organizados em temas correlatos (seções), no contexto de produção e inovação.

Na seção Ecologia e Desenvolvimento Vegetal, o capítulo “A vulnerabilidade da flora única do Espinhaço mineiro”, de autoria de Patricia Köster e Silva e Vânia Regina Pivello, apresenta sítios prioritários para a conservação na Cadeia do Espinhaço, em Minas Gerais. O trabalho também identifica as ameaças para a flora da região, além da representatividade de espécies-alvo em unidades de conservação. O capítulo seguinte, “Crescimento e alocação de carbono em mudas de *Parkia gigantocarpa* cultivadas sob sombreamento”, de Monyck Jeane dos Santos Lopes e colaboradores, trata do desenvolvimento, em diferentes condições de luminosidade, da faveira-atanã. Dando continuidade, o interessante capítulo “Diversidade de fungos micorrízicos arbusculares associados a raízes de *Deschampia antartica* Desv. na Baía do Almirantado, Ilha Rei George, Antártica”, de autoria de Elismara Aparecida Pereira Monteiro de Andrade, avalia a ocorrência e a diversidade de fungos simbióticos no solo e nas raízes de plantas de *D. antarctica*. Encerrando o tema, segue o capítulo “O impacto da destruição da vegetação nativa sobre o desenvolvimento humano na Bahia”, dos autores Flora de Lima Assis, Ricardo Dobrovolski e Paloma Ponchet Borges. Em três partes, o trabalho testa a relação entre quantidade de vegetação nativa remanescente e desenvolvimento humano e investiga a ligação entre as variáveis econômicas e o uso do solo no estado.

O capítulo “Efeitos da aplicação de biossólido e resíduos de poda na revegetação de área de empréstimo no Distrito Federal”, abre a seção Restauração e Sustentabilidade. Os autores Leonardo Pereira Fraga, Thauany Pires dos Santos e Isabel Belloni Schmidt avaliam a sobrevivência e o crescimento inicial de mudas de espécies florestais e savânicas do Cerrado, em tratamentos com dosagens de lodo de esgoto e resíduos de poda estabelecidos em área de empréstimo. Na sequência, o capítulo “Avaliação de habitats em riachos e seu potencial para a gestão de bacias hidrográficas”, de autoria de Roberto Nascimento de Farias, propõe um Protocolo de Avaliação Rápida para caracterização e levantamento de impactos antrópicos em riachos.

A seção final reúne trabalhos sobre Mudanças Climáticas e Saúde Urbana. O capítulo “Projeções para os efeitos do aumento do nível do mar no sucesso reprodutivo de tartarugas marinhas no Brasil”, de autoria de Paula Rodrigues Nassar, Jonathas Barreto e Alexandre Schiavetti, apresenta projeções de

perdas de áreas de desova de três espécies de tartarugas marinhas, em áreas reprodutivas do litoral brasileiro. Por fim, o capítulo “BR-OVT, Sticky BR-OVT e Double BR-OVT: poucas adaptações, múltiplas funcionalidades”, das autoras Morgana do Nascimento Xavier, Rosângela Maria Rodrigues Barbosa e Cláudia Maria Fontes de Oliveira, apresenta o desenvolvimento de três armadilhas para coletar culicídeos vetores em diferentes fases dos seus ciclos de vida. Com as inovações, o trabalho pretende contribuir para as ações de controle de vetores e vigilância entomológica.

Uma excelente leitura!

Leonardo Pereira Fraga
Patrícia Köster e Silva
Organizadores

SUMÁRIO

SEÇÃO 1: ECOLOGIA E DESENVOLVIMENTO VEGETAL

CAPÍTULO 1 12

VULNERABILIDADE DA FLORA ÚNICA DO ESPINHAÇO MINEIRO

Patricia Köster e Silva

Vânia Regina Pivello

DOI 10.53268/BKF21060501

CAPÍTULO 2 47

CRESCIMENTO E ALOCAÇÃO DE CARBONO EM MUDAS DE *Parkia gigantocarpa* CULTIVADAS SOB SOMBREAMENTO

Monyck Jeane dos Santos Lopes

Aline Chaves Alves

Ricardo Abraham Leite Oliva

Ila Nayara Bezerra da Silva

Moacyr Bernardino Dias-Filho

Eniel David Cruz

Ely Simone Cajueiro Gurgel

DOI 10.53268/BKF21060502

CAPÍTULO 3 56

DIVERSIDADE DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES ASSOCIADOS A RAÍZES DE DESCHAMPSIA ANTARCTICA DESV. NA BAÍA DO ALMIRANTADO, ILHA REI GEORGE, ANTÁRTICA

Elismara Aparecida Pereira Monteiro de Andrade

DOI 10.53268/BKF21060503

CAPÍTULO 4 71

O IMPACTO DA DESTRUIÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA SOBRE O DESENVOLVIMENTO HUMANO NA BAHIA: PARTE I

Flora de Lima Assis

Ricardo Dobrovolski

Paloma Ponchet Borges

DOI 10.53268/BKF21060504

CAPÍTULO 5 79

O IMPACTO DA DESTRUIÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA SOBRE O DESENVOLVIMENTO HUMANO NA BAHIA: PARTE II

Flora de Lima Assis

Ricardo Dobrovolski

Paloma Ponchet Borges

DOI 10.53268/BKF21060505

CAPÍTULO 6	92
O IMPACTO DA DESTRUIÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA SOBRE O DESENVOLVIMENTO HUMANO NA BAHIA: PARTE III	
Flora de Lima Assis	
Ricardo Dobrovolski	
Paloma Ponchet Borges	
DOI 10.53268/BKF21060506	

SEÇÃO 2: RESTAURAÇÃO E SUSTENTABILIDADE

CAPÍTULO 7	102
EFEITOS DA APLICAÇÃO DE BIOSSÓLIDO E RESÍDUOS DE PODA NA REVEGETAÇÃO DE ÁREA DE EMPRÉSTIMO NO DISTRITO FEDERAL	
Leonardo Pereira Fraga	
Thauany Pires dos Santos	
Isabel Belloni Schmidt	
DOI 10.53268/BKF21060507	

CAPÍTULO 8	115
AVALIAÇÃO DE HÁBITATS EM RIACHOS E SEU POTENCIAL PARA A GESTÃO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS	
Roberto Nascimento de Farias	
DOI 10.53268/BKF21060508	

SEÇÃO 3: MUDANÇAS CLIMÁTICAS E SAÚDE URBANA

CAPÍTULO 9	127
PROJEÇÕES PARA OS EFEITOS DO AUMENTO DO NÍVEL DO MAR NO SUCESSO REPRODUTIVO DE TARTARUGAS MARINHAS NO BRASIL	
Paula Rodrigues Nassar	
Jonathas Barreto	
Alexandre Schiavetti	
DOI 10.53268/BKF21060509	

CAPÍTULO 10.....	141
BR-OVT, STICKY BR-OVT E DOUBLE BR-OVT: POUCAS ADAPTAÇÕES, MÚLTIPLAS FUNCIONALIDADES	
Morgana do Nascimento Xavier	
Rosângela Maria Rodrigues Barbosa	
Cláudia Maria Fontes de Oliveira	
DOI 10.53268/BKF21060510	



ECOLOGIA E DESENVOLVIMENTO VEGETAL

SEÇÃO 1

CAPÍTULO 1

VULNERABILIDADE DA FLORA ÚNICA DO ESPINHAÇO MINEIRO

Patricia Köster e Silva

<http://lattes.cnpq.br/3247717822285996>

Universidade de São Paulo, São Paulo -SP

Vânia Regina Pivello

<http://lattes.cnpq.br/4281923164086080>

Universidade de São Paulo, São Paulo - SP

RESUMO – Fatores de ameaça são perturbações que tornam as espécies vulneráveis à extinção em seus habitats naturais. A proposição de ações conservacionistas à biodiversidade requer o conhecimento das ameaças às espécies em questão. O Espinhaço mineiro é reconhecido por sua biodiversidade florística e alto endemismo e, a ocupação humana ocorre devido à mineração histórica de ouro e diamantes. Após o declínio das minas, o extrativismo de sempre-vivas, turismo, agropecuária e expansão urbana são vetores de destruição aos ambientes naturais, levando à hipótese de que ambientes que conservam intacta parte dessa rica biodiversidade podem estar gravemente ameaçados. Logo, objetivamos avaliar o estado de conservação do Espinhaço mineiro, identificando as principais ameaças às espécies-alvo, microendêmicas ameaçadas, que são lacunas em

conservação, por não estarem protegidas. Fizemos uma revisão sistemática para identificar as ameaças na região e, utilizando imagens remotas, analisamos o uso das terras em série temporal. Para identificar quais fatores pressionam a flora da região, aplicamos aos sete sítios prioritários, dois índices de vulnerabilidade, analisando ameaças primárias (perda de habitat), secundárias (erosão da biodiversidade) e a representatividade das espécies-alvo, em unidades de conservação. Os resultados indicaram que os sítios mais ameaçados são pressionados por ameaças secundárias e, 91% das espécies-alvo são lacunas em conservação. As prioridades em conservação são os sítios Serra do Cipó, Diamantina e Águas Vertentes, também apresentando piora no risco de extinção das espécies-alvo. Os sítios prioritários representam 83% da flora ameaçada na região, sendo necessárias medidas urgentes, como a criação de unidades de conservação nas áreas mais vulneráveis.

PALAVRAS-CHAVE: ameaças à flora, índice de vulnerabilidade, lacuna de conservação, risco de extinção, prioridades em conservação.

1. INTRODUÇÃO

Mundialmente, apenas um terço das áreas ameaçadas são protegidas por unidades de conservação (UC) e a maioria encontra-se inserida em uma matriz de intensa atividade antrópica (RICKETTS et al. 2005). À medida que aumenta a pressão sobre as terras e a exploração das espécies, intensifica-se a vulnerabilidade sobre as áreas ameaçadas, causando rápida destruição dos habitats ricos em espécies (MARGULES & PRESSEY, 2000; PIMM & RAVEN, 2000). As espécies microendêmicas, que possuem única área de ocorrência, são extremamente vulneráveis à destruição de seu habitat (BARNOSKY et al. 2011).

A perda do habitat é reconhecidamente a maior causa de perda de biodiversidade; JENKINS & PIMM (2006) afirmam que nas áreas com maiores perdas de cobertura ocorrem as espécies mais ameaçadas, e que *“um habitat ou ecossistema ameaçado é de alta prioridade para conservação”*. Sendo assim, muitas espécies se tornam tão vulneráveis à extinção que sua perda é iminente na ausência de ações específicas para protegê-las, principalmente aquelas que ocorrem em sítios insubstituíveis (RICKETTS et al., 2005). Estes sítios insubstituíveis, ou prioritários, são os únicos locais onde ocorrem espécies microendêmicas ameaçadas, denominadas de espécies-alvo (RICKETTS et al. 2005). Logo, a priorização destas áreas se embasa nos critérios de insubstituibilidade e vulnerabilidade, destinando recursos e priorizações em conservação onde a biodiversidade requer maior proteção (MARGULES & PRESSEY, 2000).

Nos últimos anos, inúmeros estudos foram publicados objetivando selecionar áreas que priorizassem a preservação do maior número de espécies de diferentes grupos taxonômicos, evitando extinções (SILVA et al. 2008; DRUMMOND et al. 2005; LAWLER et al. 2003; MMA, 2007). Na busca por acompanhar a tendência mundial em conservação, diversas iniciativas têm sido traçadas para estabelecer áreas prioritárias na Cadeia do Espinhaço, uma região de grande diversidade florística (Figura 1A, 1B) e importante centro de endemismos (ECHTERNACHT et al. 2011; COSTA et al. 2008, SILVA et al. 2008; POUGY et al. 2015), o que confere à flora dos campos rupestres a condição de insubstituível (RAPINI et al., 2008; COSTA et al. 2008).

Desde os anos de 1980, importantes unidades de conservação de proteção integral (UCPI) foram criadas na Cadeia do Espinhaço para proteger sua rica biodiversidade e assegurar a devida visibilidade. No entanto, apesar de sua importância, são insuficientes para representar a flora da região (RAPINI et al. 2008; ECHTERNACHT et al. 2011). A inclusão dos efeitos negativos da antropização e dos impactos das ameaças nos planos de ação torna as metas conservacionistas mais adaptadas à realidade, possibilitando a persistência de espécies nos seus locais de ocorrência (MATTSON & ANGERMEIER, 2007). Esta abordagem também seria necessária no Espinhaço mineiro, onde a exploração humana é muito antiga e vinculada aos ciclos do ouro e dos diamantes. Com o declínio das minas no final do século XIX e a infertilidade do solo, a região passou a subsistir de pequenas lavouras, carvoarias, criação de gado, turismo, extrativismo de flores sempre-vivas (Eriocaulaceae) de canelas-de-ema (*Vellozia* spp.) resinosas, além da mineração de ferro (RAPINI et al. 2008; DRUMMOND et al. 2005). Porém, mesmo com baixa densidade populacional, a pressão antrópica sobre os

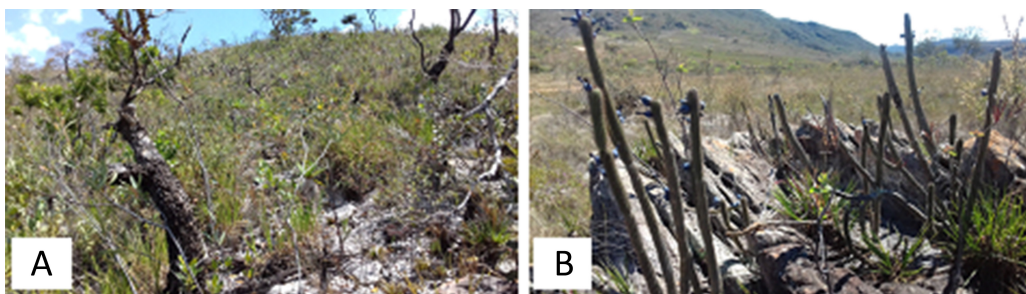
campos rupestres e seus ecótonos exerce ameaças extrínsecas secundárias muito graves para a biodiversidade local. As queimadas para “limpar” o campo, o extrativismo ilegal, o pisoteio, a expansão urbana para veraneio e a visitação predatória, têm cobrado alto preço de muitas espécies da flora, com populações extremamente reduzidas e muito susceptíveis a eventos estocásticos naturais ou antropogênicos.

Sendo assim, alguns ambientes podem apresentar alta vulnerabilidade e conter elevados números de espécies ameaçadas, mesmo sem ter perdido grande parte de sua cobertura vegetal, devido à erosão diária e contínua da biodiversidade, provocada por ameaças secundárias, que podem comprometer a integridade ecológica e ambiental de uma região e suas espécies.

Para identificar as áreas mais vulneráveis da região, foi realizado um levantamento do estado de conservação da parcela mineira da Cadeia do Espinhaço, com base em um grupo de espécies microendêmicas ameaçadas de extinção (espécies-alvo), cujos objetivos foram: (1) caracterizar os principais fatores de ameaça e o estado de conservação da flora em risco de extinção na Cadeia do Espinhaço, em Minas Gerais; (2) identificar as lacunas de conservação das espécies-alvo; (3) determinar o grau de vulnerabilidade dos sítios insubstituíveis (ou sítios prioritários).

Figura 1 (A) Vista do Parque Nacional de Serra do Cipó em Santana do Riacho, Minas Gerais; **(B)** Vista do Parque Estadual (PE) do Biribiri em Diamantina, Minas Gerais.

Fonte: KÖSTER-SILVA, 2017.



2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A área de estudo está localizada na Cadeia do Espinhaço em Minas Gerais, tendo por referencial, os limites de sítios prioritários das regiões de Águas Vertentes, Botumirim, Diamantina, Diamantina Ribeirão Inferno, Gouveia, Rio Vermelho e Serra do Cipó (Figura 2A, 2B) e (Figura 3). Tais sítios foram identificados e delimitados sobre feições topográficas, com base na distribuição geográfica de espécies-alvo de três famílias florísticas típicas da região - Eriocaulaceae, Velloziaceae e Xyridaceae -, que possuem ocorrência única nos campos rupestres e ecótonos, sobre afloramentos rochosos quartzíticos e areníticos, em altitude acima de 800 m (SILVEIRA et. al., 2016; RAPINI et. al., 2008). A identificação e delimitação dos sítios prioritários ocorreu segundo as metodologias da *Alliance for Zero Extinction* – AZE

(RICKETTS et al. 2005) e *Key Biodiversity Areas* -KBA's (LANGHAMMER et al. 2007), como pode ser visualizado em KÖSTER-SILVA (2017).

Figura 2 (A) - Campos rupestres no interior do Parque Nacional da Serra do Cipó em Santana do Riacho, Minas Gerais. **(B)** – Vista do Parque Nacional da Serra do Cipó em Santana do Riacho, Minas Gerais.

Fonte: KÖSTER-SILVA, 2017.

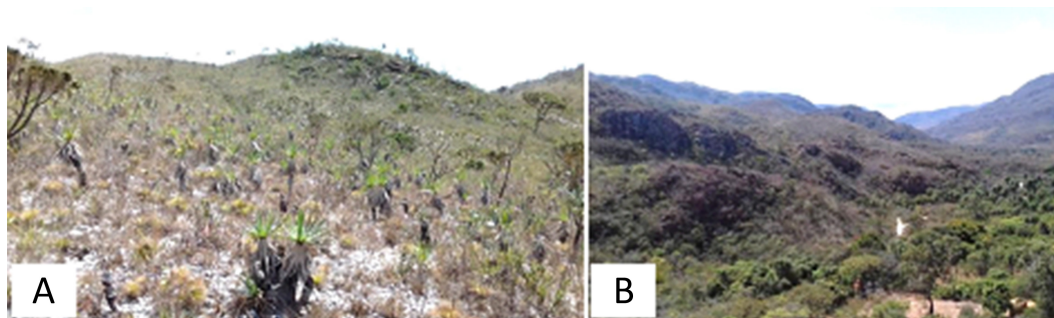
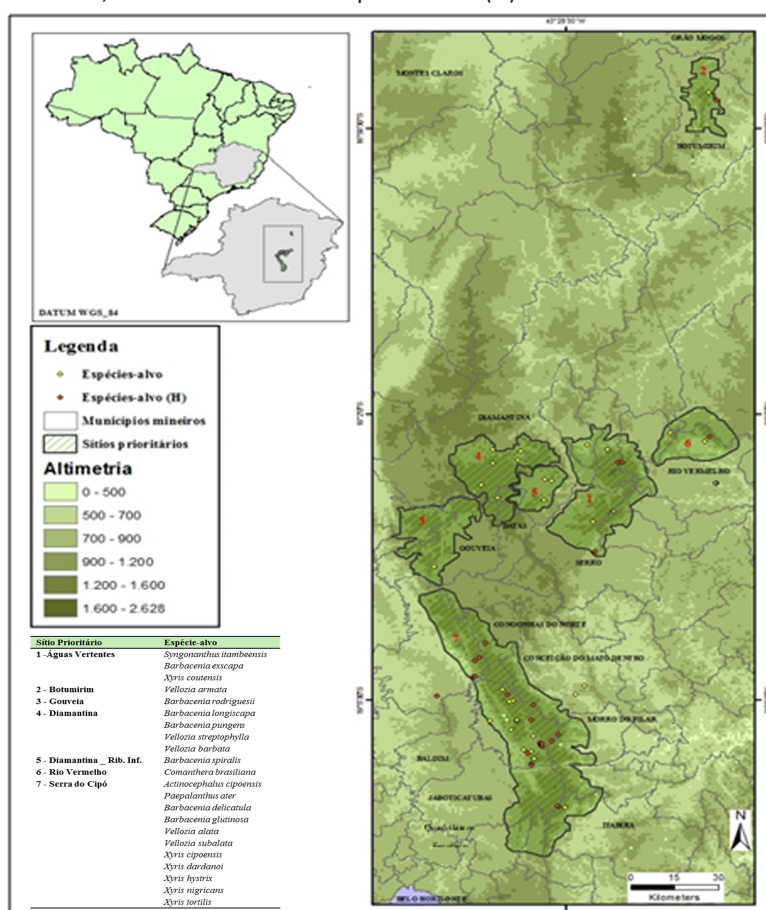


Figura 3 – Distribuição dos sítios prioritários e respectivas espécies-alvo pela Cadeia do Espinhaço mineiro. Os pontos amarelos indicam as coordenadas das espécies-alvo obtidas no Jardim Botânico do Rio de Janeiro e os pontos vermelhos, as coordenadas das espécies-alvo (H) obtidas dos dados de herbários.



Fonte: KÖSTER-SILVA, 2017, MARTINELLI & MORAES, 2013, limites municipais e limite do estado de Minas (/ MG, 2006); Mapa do Brasil (MMA, 2006); Altimetria SRTM (Miranda, 2005). Figuras 2 e 3: Campos rupestres no interior do Parque Nacional da Serra do Cipó em Santana do Riacho, Minas Gerais.

2.2. Levantamento dos fatores de ameaça realizados por revisão sistemática da literatura

Para identificação das perturbações ao ambiente, às espécies da flora e ao estado da conservação do Espinhaço mineiro, foi realizada uma revisão sistemática na literatura, buscando-se conhecer os principais fatores de ameaça apontadas por especialistas da flora. Esta etapa foi realizada de acordo com guias de revisão sistemática (SAMPALIO & MANCINI, 2007; PULIN & STEWART, 2006).

2.3. Levantamento dos fatores de ameaça por espécie-alvo

Os principais fatores de ameaça, estressores às espécies em suas áreas de distribuição, oriundos de causas intrínsecas (fatores de ordem evolutiva que geram vulnerabilidade), extrínsecas primárias (causam a perda de habitat e mortalidade direta) e secundárias (perturbações naturais ou antropogênicas que geram a vulnerabilidade das espécies), assim como, o risco de extinção *Criticamente em Perigo* (CR) ou *Em Perigo* (EN), foram obtidos do Livro Vermelho da Flora do Brasil (MARTINELLI & MORAES, 2013). As respectivas ameaças e riscos de extinção foram agrupados em categorias e contabilizados por espécie-alvo, que são: **Eriocaulaceae**: *Actinocephalus cipoensis* (Silveira) Sano (CR), *Comanthera brasiliiana* (Giul.) L.R.Parra & Giul. (CR), *Paepalanthus ater* Silveira (CR), *Syngonanthus itambeensis* Silveira (EN); **Velloziaceae**: *Barbacenia delicatula* L.B.Sm. & Ayensu (EN), *Barbacenia excapa* Mart. (CR), *Barbacenia glutinosa* Goethart & Henrard (CR), *Barbacenia longiscapa* Goethart & Henrard (CR), *Barbacenia pungens* (N.L. Menezes & Semir) Mello-Silva (CR), *Barbacenia rodriguesii* N.L. Menezes & Semir (CR), *Barbacenia spiralis* L.B.Sm (EN), *Vellozia alata* L.B.Sm (EN), *Vellozia barbata* Goethart & Henrard (EN), *Vellozia armata* Mello-Silva (EN), *Vellozia subalata* L.B.Sm. & Ayensu (EN), *Vellozia streptophylla* L.B.Sm (EN) e **Xyridaceae**: *Xyris cipoensis* L.B.Sm. & Downs (EN), *Xyris coutensis* Wand. & Cerati (CR), *Xyris dardanoi* Wand. (CR), *Xyris hystrix* Seub (CR), *Xyris nigricans* L.A.Nilsson (CR), *Xyris tortilis* Wand. (CR).

2.4. Levantamento dos fatores de ameaça por análise temporal no uso e ocupação das terras

Elaboramos uma base cartográfica utilizando dados disponíveis de distribuição da hidrografia (ANA, 2008), mineração (DNPM, 2015), rodovias e limites municipais e, dados sobre a cobertura vegetal do Estado de Minas Gerais (/MG, 2006). Os arquivos estavam em formato *shapefile* (DATUM WGS_84 e DATUM SIRGAS_2000) e foram elaborados por meio do Sistema de Informação Geográfica (SIG), através do programa ArcGis 10 (ESRI 10). Para identificar e vetorizar os fatores de ameaça extrínsecos primários no uso e ocupação das terras, como a agropecuária, a mineração e a urbanização, e mensurar em hectares a expansão das ameaças em série temporal nas décadas de 1980, 1990, 2000 e 2010, utilizamos imagens dos satélites Landsat 5 (Sensor OLI, DATUM WGS_1984 Projeção UTM Zona 23S, bandas 456) e Landsat 8 (TM, DATUM WGS_84 Projeção UTM Zona 23 S, bandas 345). A composição colorida das

imagens foi elaborada em falsa-cor nas faixas do vermelho visível, infravermelho próximo e infravermelho médio, em formato GeoTIFF, na escala de 1:400.000 e resolução de 30 m, todas com 0% de cobertura por nuvens (INPE, 2015).

A dimensão das perturbações identificadas na década de 1980 foi vetorizada e serviu de referência para o cálculo de sua expansão nas décadas posteriores, possibilitando análise dos locais com maiores perdas na cobertura nativa e, áreas recentemente convertidas, que representam as tendências na expansão das ameaças. Os vetores das classes de ameaças também foram sobrepostos aos polígonos das UCs para avaliar a expansão de tais tendências sobre áreas protegidas no interior dos sítios prioritários.

2.5. Perfil populacional e agrícola dos municípios de abrangência dos sítios prioritários

Realizamos um levantamento populacional dos municípios de abrangência dos sítios prioritários, bem como, verificada a aptidão agrícola destas regiões, com o intuito de compreender a dinâmica populacional e de uso e ocupação das terras na Cadeia do Espinhaço em Minas Gerais. Sendo assim, foram utilizados os dados do senso populacional de 2010 e 2016 e, do senso agrícola de safras temporárias e permanentes de 2010 e 2015 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2016), para verificar a taxa de crescimento da população e da expansão agrícola na região.

2.6. Análise de lacunas em conservação

A análise de lacunas identifica espécies cuja distribuição geográfica não é representada por UCs, as lacunas em conservação, e aquelas pouco representadas por UCs, que são espécies parcialmente protegidas. Sendo assim, são espécies-alvo lacunas em conservação, são as espécies-alvo que não estão representadas em nenhuma UC (MMA, 2007). Foram consideradas espécies-alvo parcialmente protegidas, aquelas que tiveram valores que variaram entre 30% a 99% de sua distribuição geográfica cobertura por UCs (RODRIGUES et al. 2004). As metas em conservação recomendam que espécies vulneráveis a catástrofes naturais e antropogênicas, cujas áreas de ocorrência são restritas, menores que 1.000 km², devem ser 100% cobertura por UC (RODRIGUES et al. 2004).

Testamos a eficiência das UCs em representar todas as espécies da flora ameaçadas no interior dos sítios prioritários (categorias CR, EN e VU), inclusive espécies não protegidas de outras famílias, que são espécies-lacuna, sobrepondo suas coordenadas geográficas (MARTINELLI & MORAES, 2013), aos shapefiles das UCPI (MMA, 2016).

2.7. Índice de vulnerabilidade dos sítios prioritários calculado por fatores de ameaça específicos das espécies-alvo

Os fatores de ameaça extrínsecos primários e secundários identificados a partir do

Livro Vermelho da Flora do Brasil (MARTINELLI & MORAES, 2013), foram utilizados como indicadores do grau de vulnerabilidade dos sítios prioritários (LAWLER et al. 2003), elaborados com base nos trabalhos de RODRIGUES et al. (2004) e Butchart et al. (2004). Estes fatores foram contabilizados por espécie-alvo, receberam valor 0,5 para que fossem equiparados e foram multiplicados pelo número de vezes que cada um aparecia no sítio, obtendo-se a frequência do índice. Foi atribuído valor ao risco de extinção das espécies-alvo, no qual, a categoria CR recebeu peso 0,5 e a categoria EN peso 0,05. O resultado foi somado ao valor resultante por sítio, obtendo-se a gravidade do índice (RODRIGUES et al. 2004, BUTCHART et al. 2004, MATTSON & ANGERMEIER, 2007). Para as espécies-alvo lacunas em conservação adicionou-se um ponto no cálculo da vulnerabilidade e 0,5 para as parcialmente protegidas. Os valores contabilizados por sítio foram divididos em quatro intervalos numéricos segundo suas categorias de vulnerabilidade: 0 a 2,0: baixa vulnerabilidade; 2,1 a 4,0: média vulnerabilidade; 4,1 a 6,0: alta vulnerabilidade; Acima de 6,0: extremamente alta.

Afim de, demonstrar a evolução no grau de vulnerabilidade dos sítios prioritários num período de oito anos, foi também realizado cálculo de vulnerabilidade por espécie-alvo com o risco de extinção avaliado pela Lista da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção (FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, 2005).

2.8. Vulnerabilidade dos sítios prioritários calculado pelo Índice de Risco Ecológico

A análise de vulnerabilidade por índice de risco ambiental (IRE) proposto por MATTSON e ANGERMEIER (2007), incorpora dois aspectos da avaliação de risco: a frequência e a gravidade e foi adaptado para avaliar as ameaças extrínsecas primárias, que causam a perda de habitat e mortalidade direta.

A frequência é definida como o número de ameaças individuais, indicando a intensidade observada de uso da terra. Os valores da matriz de frequência das classes de agropecuária, mineração e urbanização foram obtidos por meio da análise temporal de uso e ocupação das terras, cuja porcentagem da extensão das ameaças foi dividida área total do sítio e, multiplicada pela pontuação da gravidade. Os limiares de degradação foram atribuídos por meio da pontuação da frequência das classes de ameaças: agropecuária, mineração e urbanização, correspondente: nenhuma ocorrência (0) < 2%, mínima (1) de 2 a 9%, moderada (2) de 10 a 49%, ou máxima (3) > 50%.

A gravidade é definida como o impacto potencial de um estressor na integridade ecológica e foi utilizada para indicar a magnitude das alterações nos elementos bióticos, independentemente da frequência de ameaça (MATTSON & ANGERMEIER, 2007) Foi avaliada de acordo com a intensidade dos danos e alterações causados por cada uma das ameaças à integridade ambiental, sendo sua pontuação definida como: 1- baixo; 2 – médio; 3 – alto. A pontuação da matriz de gravidade foi multiplicada pelas classes de frequência 0,1, 2 ou 3, fornecendo uma visão geral dos impactos cumulativos, bem como, uma avaliação das ameaças

individuais da região (MATTSON & ANGERMEIER, 2007).

Os valores calculados do IRE foram divididos em cinco intervalos segundo suas categorias de vulnerabilidade: 0-10: não vulnerável; 10-15: baixa vulnerabilidade; 15-20: média vulnerabilidade; 20-25: alta vulnerabilidade; 25-30: extremamente alta.

3. RESULTADOS

3.1. Levantamento dos fatores de ameaça realizados por revisão sistemática da literatura

Os resultados obtidos através da revisão sistemática demonstraram um aparente declínio na biodiversidade da Cadeia do Espinhaço mineiro (RAPINI et al. 2002), cujas principais ameaças têm origem na história de ocupação do Estado, onde a mineração, a agropecuária, as atividades madeireiras, a estrutura viária, além das carvoarias (DRUMMOND et al. 2005), figuram como fatores importantes na degradação ambiental. Atualmente, ameaças como o turismo desordenado, expansão urbana, extrativismo ilegal de flores sempre-vivas e queimadas, se somam aos fatores iniciais (MARTINELLI, 2007; COSTA et al. 2008, DRUMMOND et al. 2005).

Na região de Diamantina, cerca de 48% da vegetação remanescente está fragmentada devido à agropecuária, mineração, plantio de eucaliptos e urbanização, sendo que, a maioria dos fragmentos não ultrapassa os cinco hectares, por serem pequenas propriedades rurais de subsistência (AMARAL, 2011).

Nos municípios de Barão de Cocais, Caeté, Catas Altas, Itabira e Santa Bárbara (localizados no Quadrilátero Ferrífero), em alguns dos quais se distribuem espécies-alvo, foi demonstrada intensa perda de cobertura vegetal e expansão da área minerada (DINIZ et al. 2014). JACOBI et al. (2007) corroboram a importância do impacto da mineração sobre as espécies do Espinhaço mineiro e alertam que muitas das espécies diretamente ameaçadas ainda não foram sequer descritas pela ciência.

As ameaças estão presentes mesmo dentre as espécies-alvo com ocorrência no interior de UCPI, onde BONTEMPO et al. (2006) demonstraram que 78% dos incêndios no Parque Nacional (PARNA) da Serra do Cipó são criminosos e 75% tem origem em propriedades rurais em seu entorno. No PARNA Serra do Cipó ainda estão presentes ameaças como desmatamento para carvoarias e siderúrgicas, introdução de espécies exóticas com potencial invasor (braquiárias), queimadas para manejo agropecuário, atividade turística desordenada, pesca predatória, uso de agrotóxicos, uso das Áreas de Preservação Permanente (APP's) para construção, parcelamento do solo, extrativismo ilegal e especulação imobiliária para formação de balneários (ICMBio, 2009). A importância do extrativismo ilegal de sempre-vivas para exportação como fator de ameaça e, como subsistência da população local foram evidenciados por GIULIETTI et al. (1998), sendo que dentre as principais espécies impactadas no Espinhaço

mineiro se encontram as espécies-alvo *X. nigricans*, *X. cipoensis*, *X. coutensis* e *S. itambeensis* (GIULIETTI et al. 1998).

MARTINELLI (2007) aponta os riscos das atividades antropogênicas sobre os solos sensíveis das regiões montanas neotropicais, que podem resultar em erosão e instabilidade, além da remoção da vegetação nativa, que possibilita a invasão por espécies exóticas, como as braquiárias. O autor ainda alerta sobre a baixa capacidade da vegetação nativa em resistir aos impactos antropogênicos.

O fogo é um elemento presente na vida do Cerrado, mas as queimadas frequentes provocam o declínio das populações devido ao esgotamento dos bancos de sementes e da mortalidade de plântulas e indivíduos adultos, dificultando a regeneração das espécies (NEVES, 2011).

Ainda, as alterações realizadas no Código Florestal, em 2012, com a eliminação da necessidade de Reserva Legal (Lei 12.651/12) em pequenas propriedades e diminuição das Áreas de Preservação Permanente nos topos de morros (Ribeiro & Freitas, 2010) trouxe ainda maior risco às espécies que habitam os afloramentos rochosos dos campos rupestres.

3.2. Levantamento dos fatores de ameaças por espécies-alvo

Os fatores de ameaça que afetam as espécies-alvo, tornando-as vulneráveis à extinção, evidenciados pelo Livro Vermelho da Flora do Brasil (Martinelli & Moraes, 2013) são: mineração (63%), visitação predatória (53%), agropecuária (50%), queimadas (50%), expansão urbana (50%) e extrativismo (27%). Conforme a região, o peso dos fatores de ameaça varia devido à sua interação com outros fatores que somados contribuem de forma negativa para a vulnerabilidade das espécies-alvo.

Todas as espécies-alvo, com exceção *Vellozia armata*, são afetadas pela agropecuária e mineração. A mineração pressiona 90% das espécies-alvo de Diamantina e Serra do Cipó. A agropecuária, afeta também 90% das espécies-alvo em Diamantina e 73% na Serra do Cipó, que ainda sofre pressão por atividades ligadas ao turismo, carvoarias e queimadas. Em Diamantina, Diamantina Ribeirão Inferno e Gouveia, as atividades relacionadas ao turismo e expansão urbana, além das queimadas são grandes fontes de pressão. Em Águas Vertentes, um dos fatores de maior perturbação são as queimadas e o extrativismo. Botumirim e Rio Vermelho estão sob a pressão do reflorestamento por eucaliptos, além disto, a flora de Rio Vermelho também sofre grave pressão do extrativismo.

3.3. Levantamento dos fatores de ameaça por análise temporal no uso e ocupação das terras

A série temporal, com a interpretação das classes de ameaças pelas imagens de satélite, demonstrou a dinâmica de uso e ocupação das terras e, a tendência de expansão das perturbações para novas áreas. Devido à geologia rochosa, à fitofisionomia herbáceo-arbustivas e ausência de industrialização foi possível distinguir apenas três classes de ameaças: mineração, agropecuária e urbanização (Tabelas 1, 2 e 3). Houve dificuldade em distinguir, nas imagens de satélite, o pasto de outras atividades rurais que também possuem formações herbáceo-arbustivas. Com excessão do reflorestamento de eucalipto que, possui assinatura espectral diferenciada e padronização no plantio. Sendo assim, o reflorestamento por eucaliptos foi considerado uma das feições da agropecuária.

3.3.1. Agropecuária

A agropecuária demonstrou ser uma das ameaças extrínsecas primária de maior importância sobre a biodiversidade do Espinhaço mineiro. Nossos resultados apontaram Botumirim, Gouveia e Diamantina como as regiões mais impactadas e com maior tendência de expansão nos próximos anos. Em Botumirim a série temporal demonstrou intensa expansão da agropecuária, inclusive no interior do sítio prioritário (Figura 4; Tabela 1). As perturbações decorrentes do reflorestamento de eucalipto, que surgem a partir de 2010 mesmo nas áreas mais elevadas, também representam importante pressão sobre seu território (Figura 4).

Identificamos acentuada expansão da agropecuária ao norte, ao sul e, inclusive no interior do sítio de Diamantina (Tabela 1, Figura 5). A região apresenta solo com muitos afloramentos rochosos. Assim como em Diamantina, toda a extensão da Cadeia do Espinhaço mineiro é de baixa densidade populacional e na maioria das vezes, a agropecuária é de subsistência devido à pobreza do solo. No entanto, há um número razoável de pequenas propriedades que cultivam o eucalipto na região (Figura 6).

O sítio prioritário de Gouveia também apresenta expressiva expansão da agropecuária em seu entorno com elevado número de propriedades rurais extensas, de menor altitude, com o solo mais profundo e menos rochoso (Figura 7). Esta ameaça também ocorre no interior dos sítios, com intensificação desde 1990 (Figura 8).

O perfil de expansão agropecuária também é um fator de ameaça crescente e extenso na região da Serra do Cipó, com aumento expressivo dos reflorestamentos de eucalipto a partir da década de 2010. Suas propriedades rurais são caracterizadas pela subsistência e turismo, por apresentarem pequenas áreas convertidas, normalmente utilizadas como pasto, devido aos solos pobres, rasos e pouco eficientes para a agricultura (Figura 6).

Os sítios prioritários de Diamantina Ribeirão Inferno, Rio Vermelho e Águas Vertentes tiveram os menores valores de conversão do solo por agropecuária. No entanto, o reflorestamento por eucaliptos ocorre em seu entorno, se expandindo em grande número por

pequenas propriedades rurais, que também possuem perfil de subsistência, tendendo assim, a avançar para o interior dos limites dos sítios prioritários (Tabela 1 e Figura 5).

Tabela 1 - Expansão da agropecuária no interior dos sítios prioritários demonstrada em série temporal

Sítio	Áreas sítios (ha)	1985 (ha)	1987 (ha)	1995 (ha)	1997 (ha)	2005 (ha)	2015 (ha)	% extensão ameaça por área do sítio	% expansão agropec. de 1980/90 a 2015
Á. Vertentes	102.392	--	-	-	-	-	-	-	-
Botumirim	26.104	-	-	-	487	1.066	2.692	10,31	552
Diamantina	65.519	1.095	-	2970	-	3.641	3.778	5,76	345
Gouveia	55.995	-	1.048	1.446	-	1.037	1.298	2,31	123,85
Rib Inferno	35.420	-	-	-	-	-	-	-	-
Rio Verm.	42.070	-	-	-	488	1.009	1.059	2,44	217
Serra Cipó	232.280	-	290	362	-	365	665	0,28	229,31
Total	559.780	1.095	1.388	4.778	975	7.118	9.492	1,69	

Fonte: KÖSTER-SILVA, 2017.

3.3.2. Mineração

A ameaça da mineração é mais expressiva nos sítios prioritários de Gouveia, Diamantina e Serra do Cipó. Em Gouveia há extensa área convertida na década de 1990, onde passaram a ser minerados ouro, quartzo, agalmatolito e areia. A mineração também é expressiva no sítio prioritário de Diamantina, com uma maioria de registros históricos, datados das décadas de 1930, 1960, 1970 e 1980, tornando-o um sítio muito afetado pela mineração (Tabela 2, Figura 5). Apenas dois registros de mineração são recentes, datados das décadas de 2000 e 2010. Além da mineração de ouro e diamantes, Diamantina também possui aptidão minerária para caulim, areia, ferro e manganês.

Ao sul do PARNA Serra do Cipó, região do Quadrilátero Ferrífero, ocorre grande expansão da mineração, sobretudo do ferro, além disso, extensa proporção do interior de seu território e entorno é explorado pela mineração de mármore, manganês, quartzo e calcário.

A partir da década de 1990 e, sobretudo, em a década de 2010 houve também, grande expansão da mineração ferro, ouro e diamantes, no interior do sítio de Águas Vertentes (Tabela 2).

Em Rio Vermelho e Diamantina Ribeirão Inferno a mineração de diamantes e manganês é menos expressiva, mas não menos importante como impacto sobre a biodiversidade.

Tabela 2 - Atividade mineradora (Ouro, diamante, areia, cerâmica vermelha, caulim, calcário, manganês, mármore, quartzo, ferro e agalmatolito) no interior dos sítios prioritários, em diferentes estágios, demonstrada em série temporal.

Sítio	Áreas sítios (ha)	Anterior 1980	Anos 1980	Anos 1990	Anos 2000	Anos 2010	% extensão ameaça / área sítio
Águas Vertentes	102.392	-	980,26	-	616,79	-	1,55
Botumirim	26.104	-	-	-	03	41	0,16
Diamantina	65.519	588,29	1.122	407	324,17	49,96	3,80
Gouveia	55.995	-	3.895,60	-	99	-	6,95
Rib Inferno	35.420	310	-	50	50	-	1,15
Rio Vermelho	42.070	383	-	-	-	-	0,91
Serra Cipó	232.280	4.336,25	218,19	-	150	-	2,60
Total (ha)	559.780	5.617,54	6.215,79	457	1242,96	90,96	2,67

Fonte: KÖSTER-SILVA (2017), Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM, 2015).

3.3.3. Urbanização

O sítio prioritário que possui maior ocupação por urbanização é o de Diamantina, um dos municípios mais populosos e com maior proximidade dos sítios prioritários. O município de Diamantina apresenta grande visitação turística por ser cidade histórica do circuito dos diamantes. Visitação se estende para as unidades de conservação da região, fator que pressiona a expansão urbana, que se tornou bastante significativa a partir da década de 2010 (Tabela 3, Figura 5).

A proximidade de grandes centros urbanos como Belo Horizonte e região metropolitana, em constante expansão e, distante apenas 100 km do PARNA da Serra do Cipó são a maior preocupação ao sítio prioritário. Há também uma acentuada expansão do núcleo turístico em Santana do Riacho, ao longo da rodovia MG 010, que contorna a região norte do PARNA (Tabela 3, Fig 8).

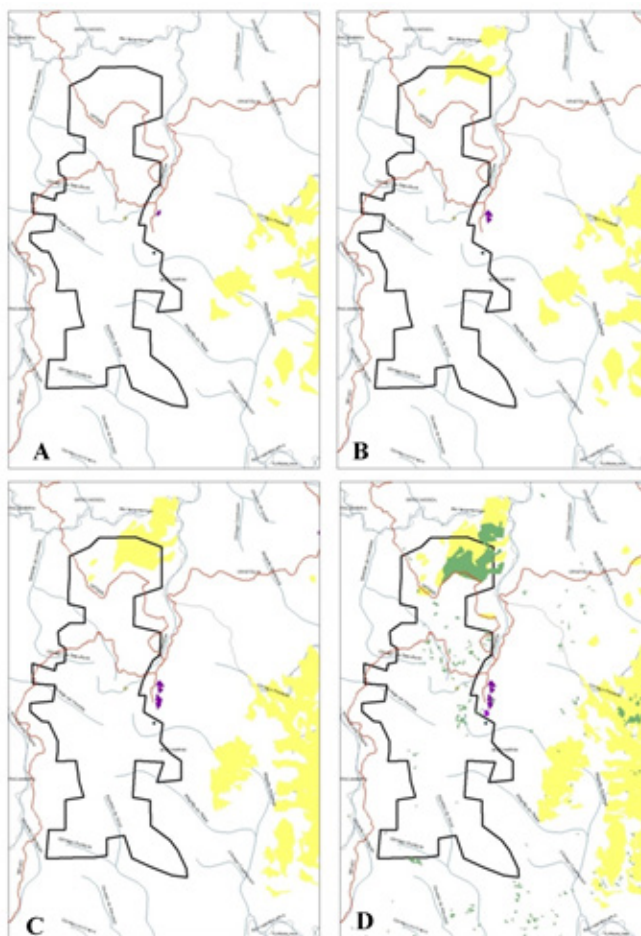
A expansão urbana também se intensificou nas décadas de 2000 e 2010 no entorno do sítio prioritário de Botumirim, pressionando a biodiversidade local (Tabela 3, Figura 4).

Tabela 3 - Expansão da urbanização no interior e no entorno dos sítios prioritários.

Sítio	Áreas sítios (ha)	Anos 1980 (ha)	Anos 1990 (ha)	Anos 2000 (ha)	Anos 2015 (ha)	% extensão ameaça por área do sítio
Águas Vertentes	102.392	-	-	31	72	0,07
Botumirim	26.104	57	121	164	248	0,95
Diamantina / Diam RibInf	100.939	-	416	1005	1046	1,03
Gouveia	55.995	-	-	-	-	-
Rio Vermelho	42.070	-	-	-	-	-
Serra Cipó	232.280	144	247	426	687	0,29
Total	559.780	201	784	1.626	2053	0,36

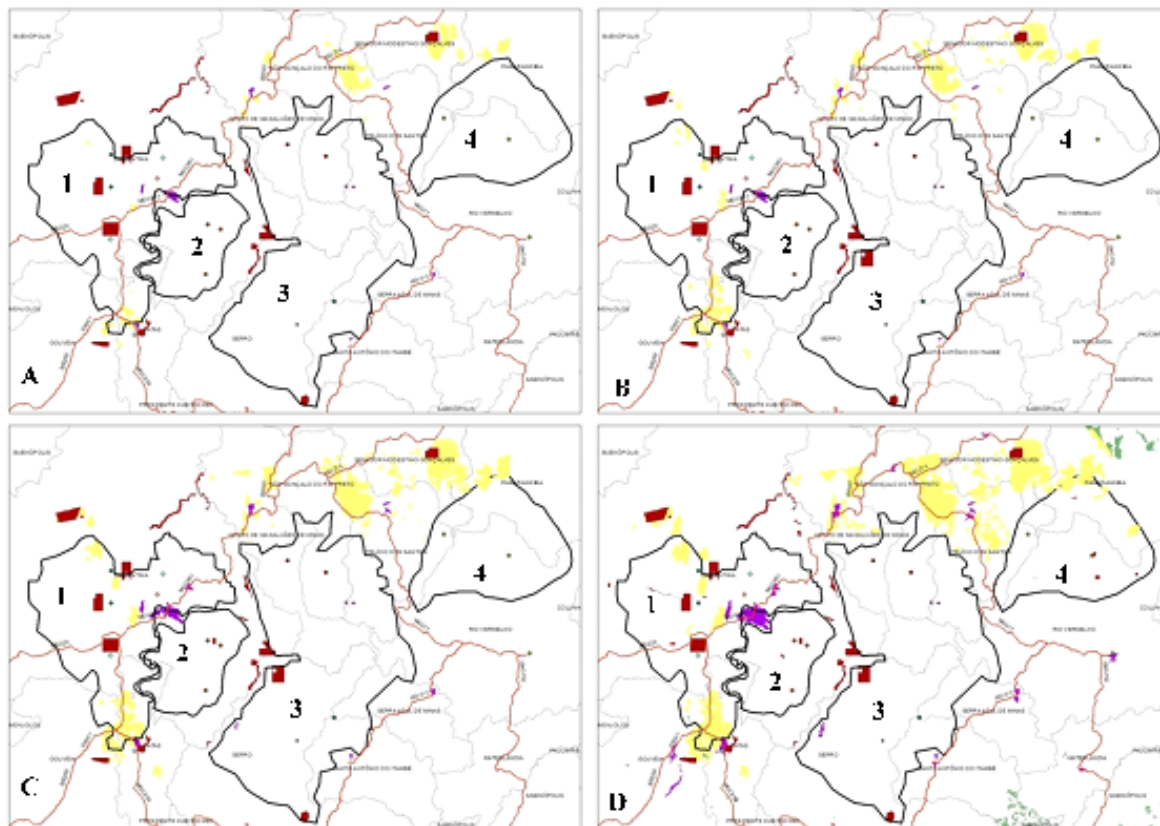
Fonte: KÖSTER-SILVA (2017), limites municipais (IEF, 2006).

Figura 4 - Expansão das feições de agropecuária, urbanização e plantio de eucaliptos no sítio prioritário de Botumirim em série temporal: (A) 1986; (B) 1997; (C) 2005 e (D) 2015. Escala 1:150.000. Polígono preto: sítio prioritário; polígonos amarelos: agropecuária; polígonos roxos: urbanização; polígonos verdes: plantio de eucalipto; linha cinza contínua: divisa de municípios; linha vermelha contínua: estradas; linhas contínuas azuis: hidrografia; pontos pretos: espécies-alvo.



Fonte: dados de limites municipais e rodovias (, 2006); hidrografia (ANA, 2008), áreas de mineração (DNPM, 2015) e cobertura vegetal (, 2009), imagens Landsat 5 e Landsat 8 (INPE, 2015),

Figura 5 - Expansão das feições de agropecuária, mineração, urbanização e reflorestamento de eucalipto nos sítios prioritários: 1- Diamantina, 2 - Diamantina Ribeirão Inferno, 3 - Águas Vertentes e 4 - Rio Vermelho em série temporal: (A) 1986; (B) 1997; (C) 2005 e (D) 2015. Escala 1:370.000. Polígono preto: sítio prioritário; polígonos amarelos: agropecuária; polígonos roxos: urbanização; polígonos vermelhos: mineração; polígonos verdes: plantio de eucalipto; linha cinza contínua: divisa de municípios; linhas contínuas azuis: hidrografia; pontos pretos: espécies-alvo; linha vermelha contínua: estradas.



Fonte: dados de limites municipais e rodovias (, 2006); hidrografia (ANA, 2008) e cobertura vegetal (, 2009), áreas de mineração (DNPM, 2015), imagens Landsat 5 e Landsat 8 (INPE, 2015), KÖSTER-SILVA (2017).

Figura 6 - Feição da agropecuária em propriedade rural na estrada para o PARNA Serra do Cipó em Santana do Riacho em Minas Gerais.



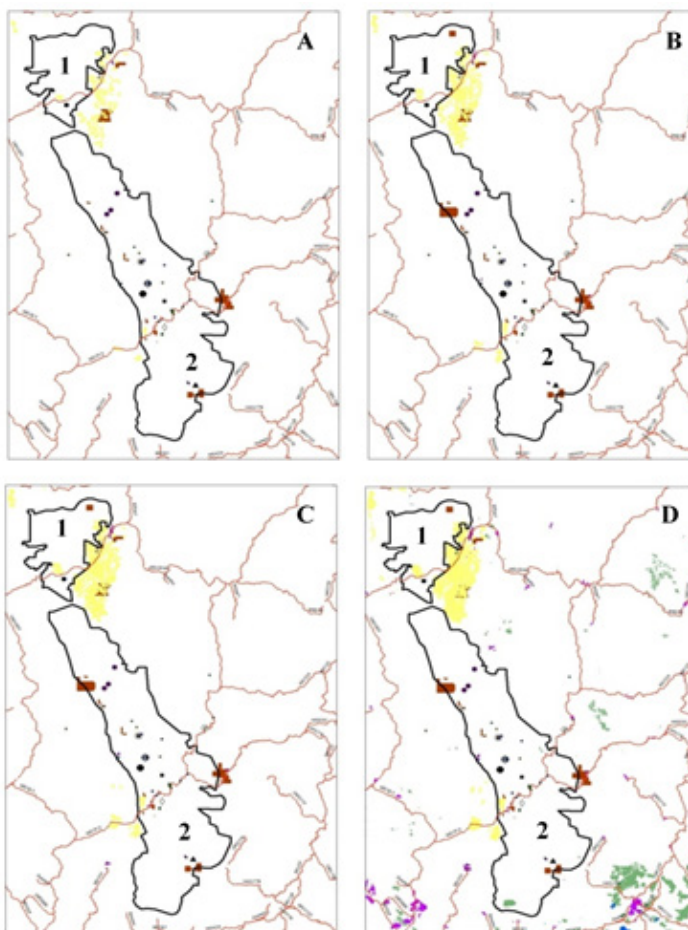
Fonte: KÖSTER-SILVA (2017).

Figura 7 - Vista das terras mais baixas e vegetação no Município Gouveia em Minas Gerais.



Fonte: KÖSTER-SILVA (2017).

Figura 8 - Expansão das feições de agropecuária, urbanização e eucalipto nos sítios prioritários de 1 - Gouveia e 2 - Serra do Cipó em série temporal: (A) 1986; (B) 1997; (C) 2005 e (D) 2015. Escala 1:550.000. Polígono preto: sítio prioritário; polígonos amarelos: agropecuária; polígonos roxos: urbanização; polígonos vermelhos: mineração; polígonos verdes: plantio de eucalipto; linha cinza contínua: divisa de municípios; pontos pretos: espécies-alvo; linha vermelha contínua: estradas.

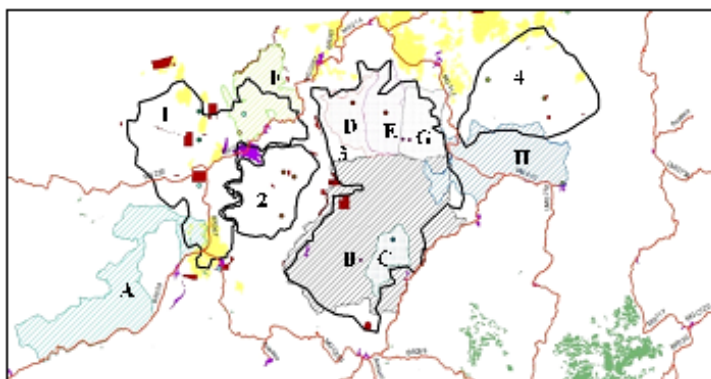


Fonte: dados de limites municipais e rodovias (, 2006); cobertura vegetal (, 2009), áreas de mineração (DNPM, 2015), imagens Landsat 5 e Landsat 8 (INPE, 2015), (KÖSTER-SILVA (2017).

3.3.4. A expansão das ameaças extrínseca primárias e a efetividade das Unidades de Conservação

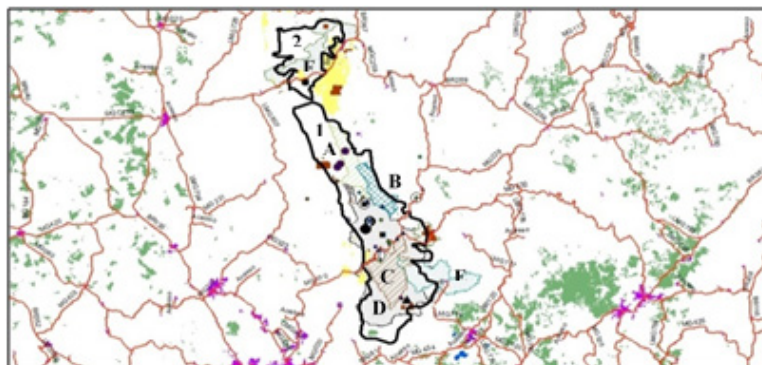
Pudemos observar que, a extensão geográfica dos sítios prioritários de Diamantina, Águas Vertentes, Serra do Cipó e Gouveia, que se encontram cobertas por UCPI ou unidades de uso sustentável, as ameaças extrínsecas primárias ocorrem de maneira menos intensa. Isto demonstra a efetividade das unidades de conservação em proteger as regiões mais vulneráveis para a biodiversidade (Figura 9 e 10).

Figura 9 - Sobreposição dos sítios prioritários às UCPI e às ameaças mapeadas na região de: 1) Diamantina, 2) Diamantina_Ribeirão Inferno, 3) Águas Vertentes e 4) Rio Vermelho, Minas Gerais. Pontos coloridos: coordenadas geográficas das espécies-alvo; polígonos amarelos: agropecuária; polígonos vermelhos: mineração; polígonos verdes: plantio de eucalipto; polígonos roxos: urbanização; linhas vermelhas contínuas: rodovias; unidades de conservação: polígonos hachurados. A) APA Barão e Capivara, B) APA Águas Vertentes, C) PE Pico do Itambé, D) APA Rio Manso, E) PE Rio Preto, F) PE Biribiri, G) APA Felício, H) APA Gavião.



Fonte: (DNPM, 2015); (, 2009); (, 2006); (MMA, 2007), KÖSTER-SILVA (2017).

Figura 10 - Sobreposição dos sítios prioritários com unidades de proteção integral e as ameaças mapeadas na região: 1) Serra do Cipó e 2) Gouveia, Minas Gerais. Pontos coloridos: coordenadas geográficas das espécies-alvo; polígonos amarelos: agropecuária; polígonos vermelhos: mineração; polígonos verdes: plantio de eucalipto; polígonos roxos: urbanização; linhas vermelhas contínuas: rodovias; unidades de conservação: polígonos hachurados. A - APA Serra Talhada, B - PE. Serra do Intendente, C - PN. Serra do Cipó, D - APA Morro da Pedreira, E - APA Itacuru, F - APA Barão e Capivara.



Fonte: DNPM (2015); (, 2009); (, 2006); MMA, 2007, KÖSTER-SILVA, 2017.

3.4. Lacunas em conservação

Apenas 9% das espécies-alvo aqui definidas são protegidas, atendendo as metas de representatividade em UCPI (MMA, 2007), 18% são parcialmente protegidas, enquanto 72% das espécies-alvo estão totalmente desprotegidas (Figura 11). No total, 45% são representadas por UC de uso sustentável, na categoria de Área de Proteção Ambiental (APA). Esta é a categoria de UC menos protetiva.

Algumas espécies-alvo demonstraram significativa piora em seu estado de conservação como observado em *X. nigricans* e *X. hystrix*, que tiveram seu risco de extinção alterado de EN para CR e *P. ater* de VU para CR. A espécie-alvo *A. cipoensis* havia sido considerada extinta, mas após busca em campo foi reencontrada e seu risco atual é CR. Todas possuem distribuição no sítio de Serra do Cipó. Outra espécie-alvo que teve seu risco de extinção alterado foi: *V. armata*, alterado de VU para EN (ocorre em Botumirim). As demais espécies-alvo mantiveram seu risco de extinção inalterado se comparada com a Lista da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção de 2007 (Fundação Biodiversitas, 2007).

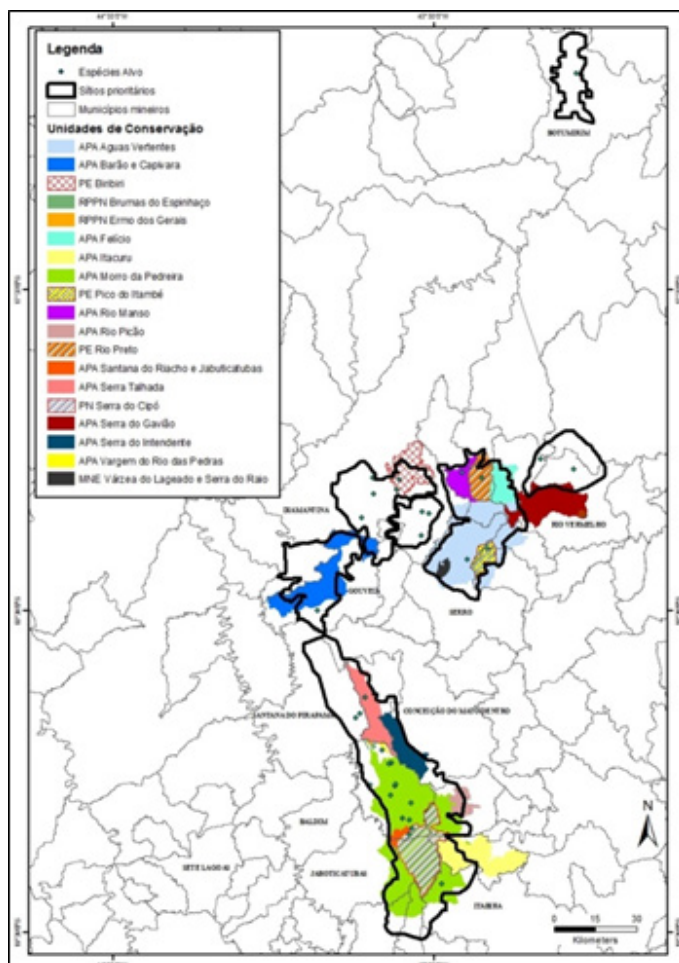
Além das espécies-alvo, ocorrem muitas outras espécies que estão ameaçadas no interior dos sítios. Das 255 espécies ameaçadas de extinção no Espinhaço mineiro, 214 foram identificadas no interior dos sítios (MARTINELLI & MORAES, 2013). Sendo assim, os sítios prioritários representam 83% das espécies ameaçadas da flora na região, enquanto que, das espécies ameaçadas identificadas no interior dos sítios, apenas 18% são protegidas pelas UCPI (Figura 12): PARNA Serra do Cipó, Parque Estadual (PE) Biribiri, PE. Rio Preto e PE. Serra do Intendente (Tabela 4).

Tabela 4 - Quantidade de espécies ameaçadas e não ameaçadas distribuídas no interior dos sítios prioritários.

Sítio Prioritário	Espécies ameaçadas	Protegidas UCPI	Espécies não ameaçadas	Total de espécies	% de espécies ameaçadas pelo total de espécies
Águas Vertentes	65	15	92	157	41
Botumirim	7	-	85	92	7,6
Diamantina / Diam. Rib. Inferno	66	11	195	261	25,28
Gouveia	40	-	85	125	32
Rio Vermelho	7	-	24	31	22,58
Serra do Cipó	150	14	329	479	31,31

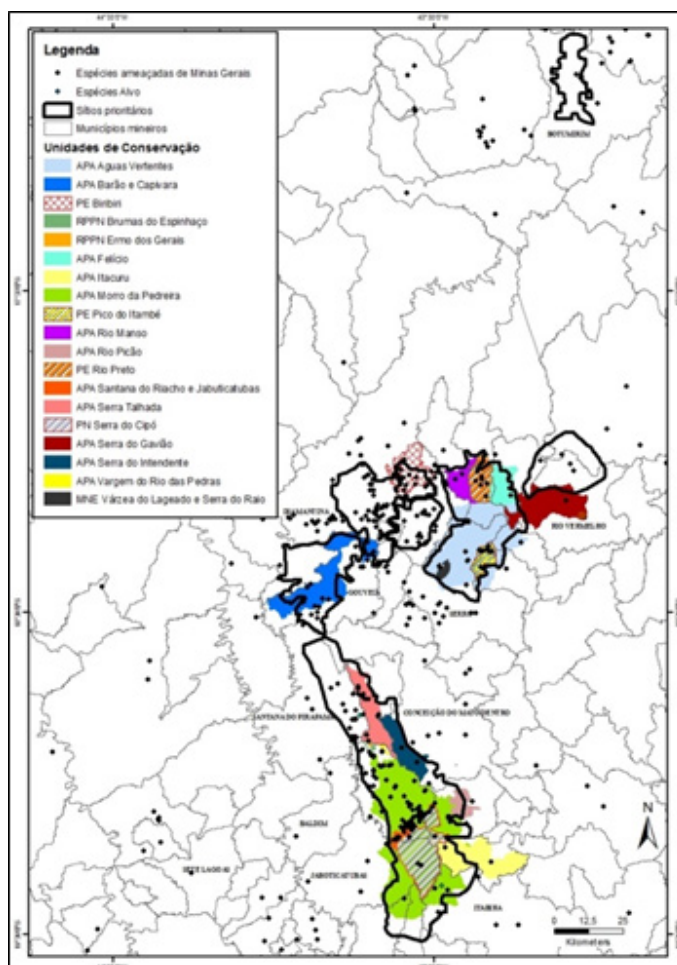
Fonte: Martinelli e Moraes, 2013.

Figura 11 – Representatividade dos sítios prioritários dentro das UCPI e UCs de uso sustentável e as espécies-alvo lacunas em conservação no Espinhaço mineiro.



Fonte: Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2007); limites municipais (, 2006); MARTINELLI & MORAES, 2013; KÖSTER-SILVA, 2017.

Figura 12 - Representatividade das demais espécies ameaçadas da Cadeia do Espinhaço mineiro pelos Sítios Prioritários e, demonstração da cobertura destas espécies por UCPI e UCs de uso sustentável.



Fonte: Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2007); limites municipais (, 2006), MARTINELLI & MORAES, 2013; KÖSTER-SILVA (2017).

3.5. Índice de vulnerabilidade dos sítios prioritários calculado por fatores de ameaça específicos das espécie-alvo

Todas as espécies-alvo identificadas são afetadas por mais de um tipo de ameaça em seu habitat. Cerca de 90% das espécies-alvo são afetadas pela mineração e agropecuária, no entanto, também são exploradas pelo extrativismo ou biopirataria (*A. cipoensis*, *C. brasiliensis*, *X. nigricans*, *X. cipoensis*, *X. coutensis* e *S. itambeensis*), e sofrem ameaça pelas queimadas, pisoteio, visitação predatória ou expansão urbana. Os fatores de ameaça têm diferentes pesos para cada uma das espécies, bem como em sua interrelação, cuja sinergia entre as ameaças impacta as espécies-alvo, aumentando sua vulnerabilidade e sua ameaça de extinção (Tabela 4).

A análise de vulnerabilidade dos sítios prioritários evidenciou que todos são impactados por pressões antrópicas e, que as ameaças extrínsecas secundárias exercem forte pressão sobre suas espécies-alvo (Figura 13).

A vulnerabilidade calculada com o risco de extinção do Livro Vermelho da Flora do Brasil (MARTINELLI & MORAES, 2013), apresentam resultados (Figura 13 A) diferentes daqueles encontrados pelo cálculo da vulnerabilidade (Fig 13 B), utilizando-se a Lista Vermelha da Flora (FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, 2007). Isto ocorre porque, muitas espécies não foram avaliadas em 2007, ou apresentaram piora em seu risco de extinção, considerando-se a avaliação de 2013.

Ao adicionar valores às espécies-alvo que são lacunas em conservação e ocorrem em sítios vulneráveis, observa-se que há piora no estado de conservação das espécies-alvo, indicando que as UCs são importantes fatores na persistência das espécies (Tabela 5).

Considerando-se a vulnerabilidade dos sítios prioritários calculada por espécie-alvo (Figura 13), e a quantidade de espécies ameaçadas nas categorias CR e EN foi possível observar que, nos sítios mais vulneráveis ocorre também o maior número de espécies ameaçadas e vulneráveis à extinção UC (Tabela 5). Sendo assim, são prioridades em conservação: Serra do Cipó (extremamente alta), com três espécies em risco de extinção EN e 29 CR; Diamantina (alta) e Diamantina Ribeirão Inferno (média), totalizando 34 espécies EN e 11 CR; Águas Vertentes (alta), com 33 EN e 11 CR; Gouveia (média), com 30 EN; Rio Vermelho (baixa), com três espécies EN e duas CR e Botumirim (baixa), com quatro espécies EN.

Tabela 4 – Índice de vulnerabilidade dos sítios prioritários calculado por espécie-alvo com base nas listas vermelhas de 2013 e 2007. Legenda de ameaças: 1 – agropecuária; 2 – mineração; 3 – extrativismo; 4 – expansão urbana; 5 – visitação predatória; 6 – queimadas; 7 – carvoaria; 8 – biopirataria; 9 – perda de qualidade ambiental.

Sítio	Número de ocorrências da ameaça por sítio prioritário									Risco ext/esp-alvo ¹	Total	Classe	Risco ext/esp-alvo ²	Total	Classe
	1	2	3	4	5	6	7	8	9						
Águas Vert	2	2	2		1	2				1,05	5,55	Alta	0,5	5,00	Alta
Botumirim									1	0,05	1,05	Baixa	-	-	Não atinge
Diamantina	4	4		3	4	4				1,10	8,60	Extr alta	0,05	7,55	Extr alta
Rib. Inf.	1	1		1	1	1				0,5	3,00	Média	0,5	3,00	Média
Gouveia		1		1	1	1				0,05	2,05	Média		2,00	Baixa
Rio Verm		1				1				0,5	1,50	Baixa	0,5	1,50	Baixa
Serra Cipó	7	8	8	8	7	4	3	1		3,7	2,25	Extr alta	2,10	20,65	Extr alta

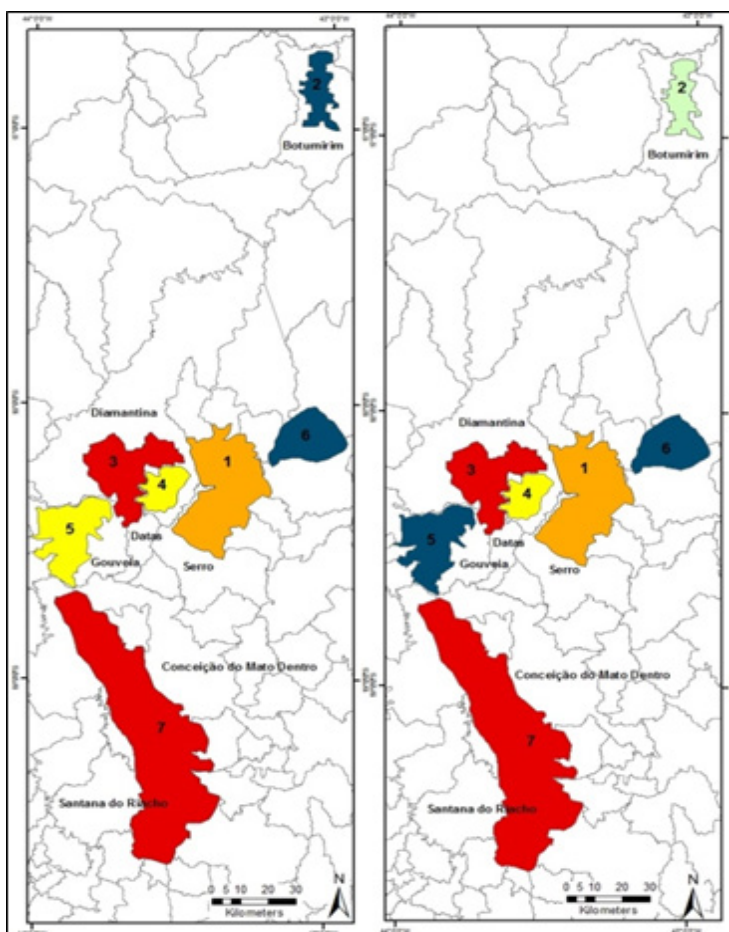
Fonte: RODRIGUES et al, 2004; BUTCHART et al. 2004; MARTINELLI e MORAES, 2013; FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, 2007; KÖSTER-SILVA, 2017.

Tabela 5 - Vulnerabilidade dos sítios prioritários e cálculo da vulnerabilidade das espécies-alvo relacionada às lacunas em conservação.

Sítio Prioritário	Pontos vulner. sítio	Vulner. sítio	Espécie-alvo	Pontos proteção em UC	Valor vulnerab. espécies-alvo	Vulnerabilidade espécies-alvo
Águas Vertentes	5,55	Alta	<i>Barbacenia exscapa</i>	1,0	6,55	Extremamente alta
			<i>Xyris coutensis</i>	0,5	4,0	Alta
			<i>Syngonanthus itambeensis</i>	-	3,55	Alta
Botumirim	1,05	Baixa	<i>Vellozia armata</i>	1,0	2,05	Média
Gouveia	2,05	Média	<i>Barbacenia rodriguesii</i>	1,0	3,05	Alta
Diamantina	8,60	Alta	<i>Barbacenia pungens</i>	1,0	9,60	Extremamente alta
			<i>Vellozia streptophylla</i>	1,0	9,60	Extremamente alta
			<i>Vellozia barbata</i>	0,5	9,10	Extremamente alta
			<i>Barbacenia longiscapa</i>	0,5	9,10	Extremamente alta
Diamantina Rib. Inf.	3,00	Média	<i>Barbacenia spiralis</i>	1,0	4,00	Alta
Rio Vermelho	1,50	Baixa	<i>Comanthera brasiliiana</i>	1,0	2,50	Média
Serra do Cipó	22,25	Extr. alta	<i>Actinocephalus cipoensis</i>	1,0	23,25	Extremamente alta
			<i>Paepalanthus ater</i>	1,0	23,25	Extremamente alta
			<i>Barbacenia delicatula</i>	1,0	23,25	Extremamente alta
			<i>Barbacenia glutinosa</i>	1,0	23,25	Extremamente alta
			<i>Vellozia alata</i>	1,0	23,25	Extremamente alta
			<i>Vellozia subalata</i>	1,0	23,25	Extremamente alta
			<i>Xyris dardanoi</i>	1,0	23,25	Extremamente alta
			<i>Xyris nigricans</i>	1,0	23,25	Extremamente alta
			<i>Xyris tortilis</i>	1,0	23,25	Extremamente alta
			<i>Xyris cipoensis</i>	0,5	22,75	Extremamente alta
			<i>Xyris hystrix</i>	-	22,25	Extremamente alta

Fonte: KÖSTER-SILVA, 2017; RODRIGUES et al, 2004; BUTCHART et al. 2004; MARTINELLI e MORAES, 2013; unidades de conservação (MMA, 2007).

Figura 13 - Mapa de Vulnerabilidade dos sítios prioritários calculado por espécie-alvo. A – Vulnerabilidade calculada pelas categorias de ameaça do Livro Vermelho da Flora do Brasil (2013); B – Vulnerabilidade calculada pelas categorias de ameaça da Lista da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção (2007). C: Mapa de Vulnerabilidade dos sítios prioritários calculado pelo índice de risco ecológico. Sítios prioritários - 1: Águas Vertentes; 2: Botumirim; 3: Diamantina; 4: Diamantina Rib. Inferno; 5: Gouveia; 6: Rio Vermelho; 7: Serra do Cipó. Grau de Vulnerabilidade – Verde claro (Não atinge), Azul (Baixa), Amarelo (Média), Laranja (Alta) e Vermelho (Extremamente alta).



Fonte: limites municipais (, 2006); MARTINELLI e MORAES, 2013; FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, 2007; RODRIGUES et al, 2004; BUTCHART et al. 2004; KÖSTER-SILVA. 2017.

3.6. Vulnerabilidade dos sítios prioritários calculado pelo Índice de Risco Ecológico

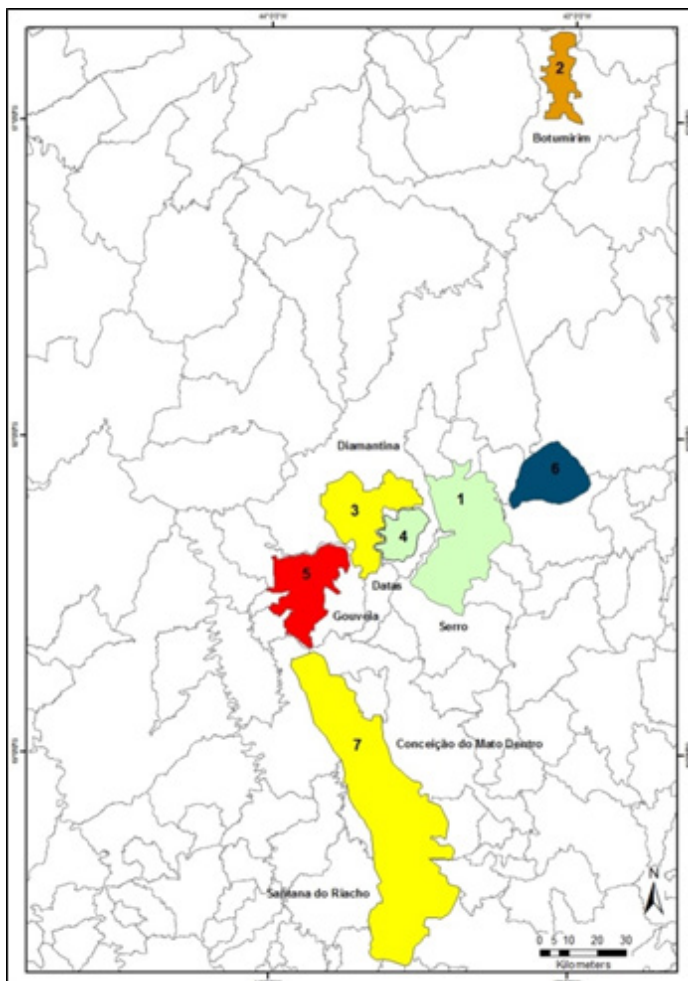
O resultado do IRE deixa evidente que os sítios prioritários de Gouveia e Botumirim são os mais afetados pelas ameaças extrínsecas primárias (Figura 14). Os sítios de Serra do Cipó, Águas Vertentes e Diamantina também são afetados por estes fatores de maneira intensa, no entanto, os fatores de ameaça extrínsecos secundários são os maiores estressores nestas regiões, impactando diretamente suas espécies-alvo (Figura 14).

Tabela 7 - Grau de vulnerabilidade dos sítios prioritários calculados pelo IRE.

Sítios Prioritários	Ameaça	Valor da Frequência	Score de Gravidade	Total	Classificação
Águas Vertentes	Agropecuária	-	-	-	Não atinge
	Mineração	-	-		
	Urbanização	-	-		
Botumirim	Agropecuária	2	12	24	Alta
	Mineração	-	-		
	Urbanização	-	-		
Diamantina	Agropecuária	-	-	17	Média
	Mineração	1	17		
	Urbanização	-	-		
Diamantina Rib. Inferno	Agropecuária	-	-	-	Não atinge
	Mineração	-	-		
	Urbanização	-	-		
Gouveia	Agropecuária	1	12	29	Extremamente alta
	Mineração	1	17		
	Urbanização	-	-		
Rio Vermelho	Agropecuária	1	12	12	Baixa
	Mineração	-	-		
	Urbanização	-	-		
Serra do Cipó	Agropecuária	-	-	17	Média
	Mineração	1	17		
	Urbanização	-	-		

Fonte: Modificado de Mattson & Angermeier (2007), KÖSTER-SILVA (2017).

Figura 14 - Mapa de Vulnerabilidade dos sítios prioritários calculado pelo IRE. Sítios prioritários 1: Águas Vertentes; 2: Botumirim; 3: Diamantina; 4: Diamantina Rib. Inferno; 5: Gouveia; 6: Rio Vermelho; 7: Serra do Cipó. Grau de Vulnerabilidade – Verde claro (Não atinge), Azul (Baixa), Amarelo (Média), Laranja (Alta) e Vermelho (Extremamente alta).



Fonte: MATTSON e ANGERMEIER, 2007; limites municipais (, 2006); KÖSTER-SILVA, 2017.

3.7. Perfil populacional e agrícola dos municípios de abrangência dos sítios prioritários

Os sítios prioritários são compostos de apenas uma parte da extensão territorial de seus municípios de abrangência e, a maior parcela das áreas urbanizadas na região está localizada fora dos sítios.

Os municípios de abrangência dos sítios prioritários possuem baixa densidade populacional, com apenas algumas cidades de maior porte como Itabira (localizada ao sul do sítio da Serra do Cipó e que pertence ao Quadrilátero Ferrífero). Itabira tem a maior população de todas as cidades que compõe a região, seguida por Diamantina. Os demais municípios são pequenas vilas, a maioria com população em torno de 5.000 habitantes. Em 2010 a população da região era de 312.877 habitantes, e em 2015 subiu 17%, perfazendo um total de 374.075

habitantes (IBGE, 2016).

As aptidões agrícolas dos municípios, com safras permanentes estão baseadas principalmente na plantação de banana e café, além de, algumas espécies frutíferas como a laranja, o maracujá e a tangerina, que são as mais predominantes (IBGE, 2016). As maiores áreas plantadas são destinadas ao café e banana, sendo que as maiores plantações de banana ocupam área de 980, em Nova União, e os municípios com as maiores plantações de café são Diamantina e Itamarandiba, com áreas ocupadas de 960 e 700 ha, respectivamente. A grande maioria das áreas plantadas com outras culturas é pequena, muitas das quais não ocupam dez hectares.

E as aptidões agrícolas dos municípios, com safras temporárias são baseadas no plantio de milho, cana-de-açúcar, feijão e mandioca, que são as culturas predominantes e em alguns frutos como o abacaxi, que apresentam plantações pequenas, menores que dez hectares (IBGE, 2016). Os principais plantadores de milho são os municípios de Santana do Pirapama com área ocupada de 1.835 e Serro, com 1.630 hectares. No município de Rio Vermelho a cultura mais explorada é a do feijão, com 1200 hectares plantados. Enquanto que, a cana-de-açúcar figura entre as principais culturas nos municípios de Rio Vermelho e Satana do Pirapama, com 951 e 600 hectares plantados, respectivamente (IBGE, 2016).

4. DISCUSSÃO

A literatura revelou existir uma defasagem de estudos sobre as ameaças e pressões antropogênicas que afetam as espécies da flora e os ecossistemas na Cadeia do Espinhaço em Minas Gerais (assim como observou FERNANDES et al. 2014). O Livro Vermelho da Flora do Brasil (MARTINELLI & MORAES, 2013) vem suprir parte dessa defasagem, indicando especificamente quais fatores perturbam as espécies ameaçadas. No entanto, para que ações em conservação sejam eficazes, é necessário embasamento real sobre a extensão das perturbações que atuam sobre a biota e os ecossistemas. Neste contexto, as lacunas no conhecimento sobre as ameaças que atingem a biodiversidade e representam um risco à preservação da flora da Cadeia do Espinhaço. Para RAPINI et al. (2002), o Espinhaço enfrenta um aparente declínio em sua biodiversidade e, sendo um reconhecido centro de endemismos da flora (ECHTERNACHT et al. 2012; ECHTERNACHT et al. 2011; COSTA et al. 2008), corre o risco de perder elementos de sua biodiversidade única (RAPINI et al. 2008).

Os resultados deste estudo corroboram JENKINS & PIMM (2006) ao afirmarem que nem sempre é possível mensurar todas as ameaças sofridas por espécies ou por um ecossistema por meio de SIG. Muitas ameaças direcionadas às espécies, como o extrativismo, o pisoteio, a visitação predatória, a caça (no caso, de espécies animais) ou, a perda da qualidade ambiental são impossíveis de serem identificadas através destes métodos. Mesmo a mineração e a agricultura, muitas vezes podem ser difíceis de mensurar remotamente. Tomando-se o exemplo da Cadeia do Espinhaço mineiro, onde a maioria das propriedades rurais é de subsistência e possui menos de cinco hectares (AMARAL, 2012), o mapeamento de centenas de minúsculos

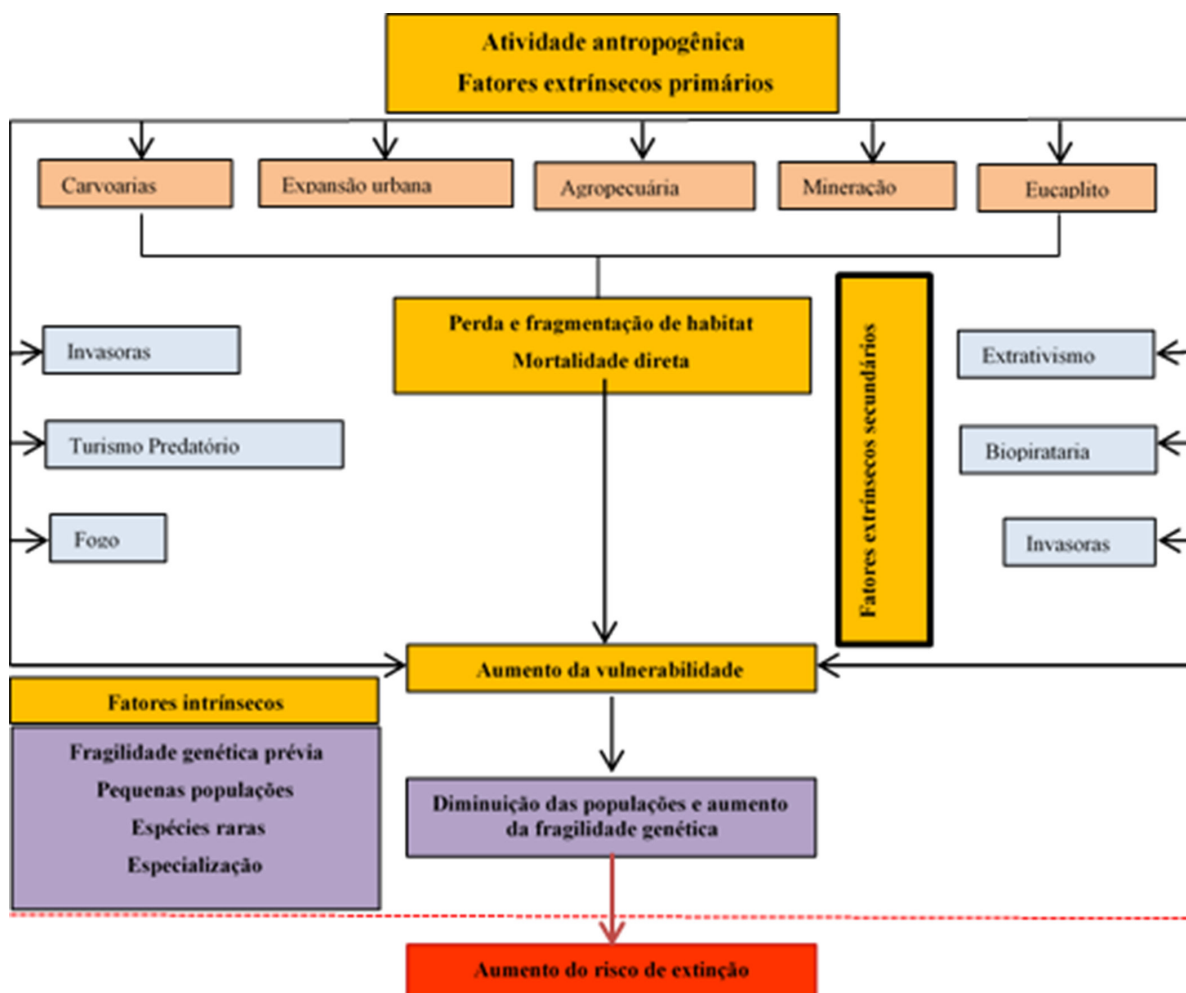
fragmentos pode ser um desafio numa região de tal proporção. Nesses casos, o mapeamento de tendências da expansão das ameaças pode ser uma alternativa mais viável e efetiva.

JENKINS & PIMM (2006) afirmam também, que “a maioria das espécies ameaçadas está nos habitats ameaçados”, ou seja, as espécies ameaçadas são encontradas nas áreas que perderam a maior parte de sua cobertura original. No entanto, nossos resultados demonstraram que ambientes cuja maior parte de sua estrutura não foi perturbada também podem estar sob pressão e conter grande número de espécies ameaçadas. No Espinhaço mineiro, as áreas que sofreram os maiores impactos de fatores extrínsecos primários, sendo elas os sítios de Gouveia e Botumirim, não são as mesmas que possuem o maior número de espécies ameaçadas. De acordo com a análise de vulnerabilidade por espécie-alvo, os sítios sob maior pressão são Serra do Cipó, Diamantina e Águas Vertentes. Isto sugere que fatores extrínsecos secundários, ou mesmo fatores intrínsecos, bem como a sinergia entre eles, podem pressionar as espécies ao risco de extinção, numa velocidade superior à dos outros sítios. Logo, dentre os sítios prioritários, seria urgente a conservação dos locais onde há maior concentração de espécies ameaçadas, de espécies-alvo e o maior número de fatores de ameaças identificados. A análise da vulnerabilidade dos sítios prioritários incluindo as ameaças extrínsecas secundárias deixa evidente que seu impacto sobre as espécies-alvo é expressivo e não deve ser negligenciado nas metas de conservação. As ameaças extrínsecas secundárias apresentam potencial para levar as espécies ao risco de extinção, mesmo em locais onde significativa parcela do ambiente natural continua intacto.

Os mesmos sítios prioritários, de Serra do Cipó e Águas Vertentes, também sofreram a maior piora no risco de extinção de suas espécies-alvo. Por serem comunidades afetadas por diversas ameaças extrínsecas secundárias, e também por conterem os maiores números de espécies ameaçadas de diferentes grupos, pode-se inferir que estas regiões sofrem uma potencial sinergia entre os fatores de ameaças (Figura 15). Mesmo espécies-alvo protegidas como *S. itambeensis* e *X. coutensis* tiveram piora em seu risco de extinção. Evidentemente, a pressão sobre estes ambientes é forte e seu estado de conservação reflete as consequências da erosão contínua da biodiversidade ou “efeito formiga”, onde diariamente um significativo número de pequenos impactos pode se tornar um grande problema de conservação ao longo do tempo.

A mineração e a agropecuária foram apontadas pela análise dos indicadores de vulnerabilidade como uma das principais ameaças. Somente entre os anos de 2000 e 2011, a mineração teve um incremento em 75% no Quadrilátero Ferrífero (DINIZ et al. 2014). A mineração impacta todo o ambiente ao seu redor, provocando a fragmentação dos habitats, além de retirar toda a camada superficial do solo durante sua extração, sobre as quais crescem as plantas herbáceas, além da pressão sofrida pelo avanço agropecuário, inclusive com o uso de queimadas para abertura de novos campos (COSTA et al. 2008). Segundo FERNANDES e colaboradores (2014), a pecuária é uma atividade enraizada na história de ocupação do Espinhaço, com pequenas propriedades, responsáveis pela degradação do ambiente, além de contribuir com a introdução de plantas exóticas com alto potencial invasivo.

Figura 15 - Sinergia entre diferentes ameaças atuando sobre as espécies-alvo podem aumentar a vulnerabilidade e o risco de extinção.



Fonte: modificado de BROOKS et al. (2008); KÖSTER-SILVA (2017).

Também são apontados como fatores expressivos de vulnerabilidade o turismo predatório e a expansão urbana. Após os anos 80, com a construção da rodovia MG 010, a Serra do Cipó, sofreu grande expansão das atividades turísticas e da construção de casas de veraneio, impactando os ambientes pela eliminação de habitats na construção das residências, o pisoteio e a degradação da flora nativa (Fernandes et al. 2014; Martinelli & Moraes, 2013). Em apenas nove anos, a população da região do Espinhaço mineiro teve incremento de 17%, contribuindo na pressão sobre os recursos naturais. Sem a devida infraestrutura e programas de educação ambiental, são uma ameaça contundente à região. As regiões mais ameaçadas e que sofrem crescentes pressões antrópicas são aquelas localizadas ao longo de estradas (Tabarelli & Gascon, 2005). Em Minas Gerais, a abertura de estradas contribuiu para o desmatamento que abastecia as carvoarias necessárias ao setor minerário (DRUMMOND et al. 2005).

O fogo e o extrativismo de sempre-vivas (Eriocaulaceae) e canelas-de-ema (*Vellozia*

spp.) também aparecem de forma recorrente como importantes fontes de vulnerabilidade do Espinhaço. Segundo NEVES et al. (2011), em estudo relacionado à reprodução de Eriocaulaceae, demonstrou que o fogo, é um elemento presente e necessário ao estímulo da produção de sementes e plântulas. No entanto, quando o fogo se torna recorrente, pode ocorrer um declínio das populações devido ao esgotamento do banco de sementes e mortalidade de plântulas e indivíduos adultos, podendo levar espécies à extinção. O extrativismo de sementes também aparece entre as ameaças extensivas da Cadeia do Espinhaço em Minas Gerais, sendo considerado um dos principais fatores que ameaçam a flora local (MARTINELLI, 2007; COSTA et al. 2008). O fogo é uma ameaça recorrente no Espinhaço mineiro, demandando um controle estrito de queimadas, o que contribuiria na proteção de 26% das espécies CR dos campos rupestres (MONTEIRO et al. 2017). GIULIETTI e colaboradores (1988) trazem o extrativismo como uma perspectiva histórica das regiões de Diamantina, Grão Mogol e Serra do Cipó, onde toneladas de plantas eram exportadas todos os anos para Europa, Estados Unidos e Japão, tendo contribuído para o declínio de muitas espécies. Até os dias atuais, esta prática se mantém, sendo o meio de subsistência de muitas comunidades.

A persistência de uma espécie em longo prazo requer populações sustentáveis e um habitat de qualidade (PRESSEY & MARGULES, 2000). Considerando os resultados deste estudo, muitas espécies ameaçadas podem desaparecer rapidamente na ausência de ações específicas para sua conservação (RICKETTS et al. 2005). Este cenário, no entanto, é contrastante com o acordo firmado pelo Brasil perante a Convenção sobre Diversidade Biológica, onde se compromete a: *“Até 2020, a extinção de espécies ameaçadas conhecidas terá sido evitada e sua situação de conservação, em especial daquelas sofrendo um maior declínio, terá sido melhorada e mantida.”* (Meta 12 Aichi, CDB, 2010).

As montanhas mineiras são centros de diversidade da família Eriocaulaceae, mas o atual número de unidades de conservação não é suficiente para proteger a biodiversidade local, frente às ameaças sofridas pelas espécies. Nas unidades de conservação já existentes são necessárias ações de conservação que possam ao menos mitigar as pressões sofridas pela biodiversidade (GIULIETTI et al. 2005; ECHTERNACHT et al. 2012).

As espécies-alvo são pobremente representadas pelas UCPI do Espinhaço mineiro, o que aumenta sua vulnerabilidade perante as inúmeras ameaças identificadas. Como as espécies microendêmicas possuem distribuição geográfica concentrada e são extremamente susceptíveis a alterações em seus habitats, tornam-se facilmente extintas (PIMM et al. 2014). Desta forma, a vulnerabilidade das espécies-alvo intensifica-se quando estas são espécies-lacunas, expostas às ameaças extrínsecas primárias e secundárias. É importante observar que ocorre uma piora significativa na vulnerabilidade das espécies-alvo na ausência de proteção, inclusive para aquelas parcialmente protegidas. Estes resultados indicam que as UCs tem cumprido sua função na proteção da biodiversidade, sobretudo, com relação às ameaças extrínsecas primárias - como a mineração, a agropecuária e a expansão urbana desordenada - evitando seu avanço sobre os sítios prioritários.

A conversão de uma parcela importante da região não antropizada em UCPI seria uma resposta de extrema importância para a conservação de muitas espécies ameaçadas da flora e fauna da região que estão totalmente desprotegidas, além de proteger os serviços ecossistêmicos que fornecem recursos vitais para milhões de pessoas na área de abrangência do Espinhaço mineiro (MONTEIRO et al. 2017; LARSEN et al. 2012). As áreas que se encontram antropizadas ou na proximidade de perturbações também devem ser protegidas por outras estratégias, como educação ambiental, fiscalização, alternativas econômicas para subsistência da população local - tais como o cultivo sustentável e manejo das espécies coletadas - conservação *ex situ* das espécies exploradas economicamente, criação de UCs de uso sustentável e recuperação das áreas em seu interior, medidas agroecológicas, além de acompanhamento do poder público no cumprimento das ações acordadas. Estas têm um papel importante na manutenção da biota local, uma vez que 45% das espécies-alvo e a maioria das espécies da flora ameaçadas da região encontram-se em UCs de uso sustentável.

Quanto às UCPI, é necessária melhoria na sua infraestrutura para suportar a demanda do turismo - como fiscalização no seu interior e nas portarias, limitadores de velocidade, instalações para o acolhimento dos turistas com banheiros e lixeiras, orientação aos proprietários rurais no entorno das UCs, para a criação de aceiros (evitando queimadas acidentais) e cercas (para evitar o pisoteio pelo gado). Para os turistas, é importante a orientação acerca da fragilidade da biota local, a visita em trilhas pré-determinadas e a utilização de guias treinados. O estabelecimento de uma capacidade limite para a visita ou a cobrança de entradas também pode ser benéfico para manter um equilíbrio na quantidade de visitantes.

Sendo assim, sugerimos a criação de UCPI nos locais onde os sítios prioritários estão delimitados. Os sítios prioritários de Botumirim, Rio Vermelho e Gouveia, onde as principais ameaças são o uso e ocupação do solo, podem ser protegidos por UCs, com planos de manejo bem executados e implantados. No entanto, os sítios de Serra do Cipó, Diamantina, Ribeirão Inferno e Águas Vertentes, sobretudo onde já ocorrem UCPI, devem ter suas áreas ampliadas. É necessário o trabalho com os turistas, proprietários rurais cujas propriedades fazem divisa com as unidades de conservação, além de criação de alternativas de renda para a população local e programas de educação ambiental. Além disso, como sugerido por SILVEIRA et al. (2016), é necessária a criação de lei específica para proteção dos campos rupestres e programas para a recuperação da vegetação local. No entanto, os autores argumentam que a falta de conhecimento acerca da regeneração natural são empecilhos para a implementação de medidas eficazes de conservação. Segundo LIMA e colaboradores (2005), em estudo sobre a efetividade das UCPI em Minas Gerais, cerca de 60 % podem ser considerados “parques de papel”. De acordo com esta avaliação, o PE de Biribiri e o PE do Pico do Itambé possuem efetividade de manejo insatisfatória, enquanto o PARNA de Serra do Cipó e PE de Rio Preto foram avaliados com efetividade média. Isto demonstra a falta de ação do poder público quanto ao gerenciamento da biodiversidade brasileira e a grande demanda por um gerenciamento eficiente.

Muitas destas espécies ameaçadas, assim como as espécies-alvo, não são contempladas

em estudos de priorização como as Áreas Prioritárias do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2016), Plano de Ação Nacional para a conservação da flora ameaçada de extinção da Serra do Espinhaço Meridional (POUGY et al. 2015) ou Áreas insubstituíveis na Cadeia do Espinhaço (SILVA et al. 2008), pelo fato de possuírem poucas coordenadas geográficas. Na maioria dos processos de priorização são utilizados softwares específicos, que não aceitam o *input* de um número inferior a cinco coordenadas por espécie. No entanto, a maioria das espécies-alvo possui entre uma e três coordenadas geográficas disponíveis nos bancos de dados de herbários. Assim, muitas das espécies ameaçadas que são raras, possuem pequenas populações ou poucos registros de coleta não são contabilizadas. Com a exclusão destas espécies extremamente ameaçadas das análises, os resultados obtidos nos estudos são deficientes.

É importante frisar, dentro deste contexto, que a *“inclusão de uma espécie na lista vermelha não é o fim do processo e sim o começo e, não garante por si só a sobrevivência da espécie na natureza”* (MORAES et al. 2014). As listas vermelhas são uma ferramenta essencial na identificação de prioridades em conservação. As espécies-alvo são exemplos desta afirmação, uma vez que não foram avaliadas pela lista vermelha da União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN, 2016), mas cuja identificação de prioridade em conservação foi possível apenas por meio do Livro Vermelho da Flora do Brasil (MARTINELLI & MORAES, 2013), que trouxe maior refinamento à análise do risco de extinção das espécies nacionais. A proteção do Espinhaço mineiro é essencial para preservar sua biodiversidade única e os serviços ecossistêmicos que a região provê à população, bem como suas belezas cênicas e, seu meio ambiente exclusivamente brasileiro constitui um patrimônio natural da humanidade.

5. CONCLUSÃO

Na Cadeia do Espinhaço, em Minas Gerais, os ambientes que conservam grande parte de seu habitat intacto estão muito ameaçados por fatores extrínsecos secundários (extrativismo ilegal, queimadas, visitação predatória, biopirataria). Logo, a conservação com foco nos sítios prioritários de espécies microendêmicas ameaçadas de extinção é uma necessidade, pois essas espécies dependem de medidas urgentes para evitar sua extinção. A conservação das espécies-alvo contribui também para a proteção de muitas outras espécies ameaçadas. A criação de UCPI evita a expansão de ameaças como a mineração, a agropecuária e a expansão urbana. Entretanto, podem não ser suficiente para evitar a deterioração da biodiversidade. São necessárias medidas como fiscalização, educação ambiental, aceiros para evitar a expansão das queimadas, melhor estruturação das UCs (fiscalização, guias turísticos, centro de visitantes, acessos principais para veículos com redutores de velocidade, educação ambiental) e a busca de alternativas para a subsistência das populações locais, a fim de evitar o extrativismo ilegal, como o cultivo sustentável.

Existem muitas lacunas no conhecimento acerca das ameaças que perturbam a biodiversidade e suas consequências. O grande número de espécies ameaçadas típicas do ambiente único do Espinhaço em Minas Gerais requer medidas de conservação urgentes, pois

a maioria de sua biodiversidade está desprotegida, caminhando para um estado de grande ameaça ao longo de poucos anos, devido ao aumento da população humana, incremento da agropecuária e de áreas urbana, e ameaças secundárias, as quais vêm contribuindo para o aumento do risco de extinção das espécies-alvo.

Sendo assim, esse estudo buscou contribuir na identificação de áreas críticas para a biodiversidade, que são os únicos locais onde ocorrem espécies extremamente ameaçadas de extinção. A identificação das principais ameaças que afetam os sítios prioritários possibilita a implantação de medidas de conservação mais realistas e focadas na manutenção destas espécies *in situ* em longo prazo.

REFERÊNCIAS

- AMARAL, W.G. **Caracterização de áreas em Diamantina (MG), sob diferentes tipos de degradação: substrato, dinâmica da vegetação e paisagem**. 2012, p. 10-15. Dissertação de Mestrado em Ciência Florestal. Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri. Diamantina, MG.
- ANA. 2008. Agência Nacional das Águas. **Biblioteca virtual**. Disponível em: <http://www.ana.gov.br/bibliotecavirtual/>. Acessado em 25.07.2015.
- AZE 2010. Alliance for Zero Extinction. **AZE Overview**. Disponível em: www.zeroextinction.org. Acessado em 12.07.2015.
- BONTEMPO, G.C. **Ocorrência de incêndios florestais e educação ambiental nos parques abertos à visitação pública em Minas Gerais**. 2006. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Viçosa, Brasil.
- BROOKS, B.W. SODHI, N.S. BRADSHAW, C.J.A. 2008. **Synergies among extinction drivers under global change**. Trends in Ecology and Evolution. Vol. 23, 8: 453-460.
- BUTCHART, S.H. STATTERFIELD, A.J. BENNUN, L. SCHUTES, S.M. AKÇAĞAIA, H. R. BAILLIE, J.E.M. STUART, S.N. HILTON-TAYLOR, C. MACE, G.M. 2004. **Measuring global trends in the status of biodiversity: red list indices for bird**. PLOS. Vol. 2, 12:2294-2304.
- CDB, 2010. COP Decision X/2. **Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020**. Convention on Biological Diversity, Nagoya, Japan.
- COSTA, F.N. TROVÓ M. SANO, P. T. 2008. **Eriocaulaceae na Cadeia do Espinhaço: riqueza, endemismo e ameaças**. Megadiversidade. Vol. 4, 1-2: 78-85.
- COUTO, M.S.D.S. FERREIRA, G.L. HALL, B.R. SILVA, G.J.P. GARCIA, F.N. 2010. **Identificação de áreas prioritárias para conservação da biodiversidade e paisagens do estado de Goiás: métodos e cenários no contexto da bacia hidrográfica**. Revista Brasileira de Cartografia. Vol 62, 02: 125-135.
- DINIZ, J.M.F.S. REIS, A.A. ACERBI, Jr. F.W. GOMIDE, L.R. 2014. **Deteção da expansão da área mineradora no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, no período de 1985 a 2011 através de técnicas de sensoriamento remoto**. Boletim de Ciências Geodésicas. Vol. 20, 3: 683-700.

- DNPM. 2015. Departamento Nacional de Produção Mineral. **SIGMINE**. Disponível em: <http://sigmine.dnpm.gov.br/webmap/>. Acesso em: 29.07.2015.
- DRUMMOND, G.M. MARTINS, C.S. MACHADO, A.B.M. SEBAIO, F.A. ANTONINI, Y. 2005. **Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. 2nd edn.** Belo Horizonte, FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS.
- ECHTERNACHT, L. TROVÓ, M. OLIVEIRA, C.T. PIRANI, J.R. 2011. **Areas of endemismo in the Espinhaço Range in Minas Gerais, Brazil.** Flora 206: 782-791.
- ECHTERNACHT, L. TROVÓ, M. COSTA, F.N. SANO, P. T. 2012. **Análise comparativa da riqueza de Eriocaulaceae nos parques estaduais de Minas Gerais, Brasil.** MG. Belo Horizonte, Biota. Vol. 4, 18-28.
- ESRI. 2010. Environmental System Research Intitute. **ArcGis version 10.** Redlands. Califórnia.
- FERNANDES, G. W. BARBOSA, N. P. U. NEGREIROS, D. PAGLIA, A. 2014. **Challenges for the conservation vanishing megadiverse rupestrian grasslands.** Natureza e Conservação. Vol. 12, 2: 162-165.
- FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS. 2007. **Consulta à Lista Vermelha da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção.** Disponível em: http://www.biodiversitas.org.br/florabr/consulta_fim.asp. Acessado em 15.03.2016.
- GIULIETTI, A.M. HARLEY, R.M. QUEIROZ, L.P. WANDERLEY, M.G.L. BERG, C. VAN DER. 2005. Biodiversity and conservation of plants in Brazil. Conservation Biology 19: 632-639.
- GIULIETTI, N. GIULIETTI, A.M. PIRANI, J. R. MENEZES, N.L. 1988. **Estudos em sempre-vivas: importância econômica do extrativismo em Minas Gerais, Brasil (1).** Acta Botânica Brasílica, 2: 179-193.
- /MG. 2009. Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais. Zoneamento Ecológico e Econômico. **Mapeamento da Cobertura Vegetal de Minas Gerais**, Disponível em: <http://geosisemanet.meioambiente.mg.gov.br/zee/>. Acesso em: 15.01.2015.
- /MG. 2006. Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais. **Zoneamento Ecológico e Econômico.** Disponível em: <http://geosisemanet.meioambiente.mg.gov.br/zee/>. Acesso em: 15.01.2015.
- ICMBio, 2009. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra do Cipó.** Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-planos-de-manejo/parna_serra_do_cipo_pm_encarte1e2.pdf. Acessado em 15.05.2015.
- IUCN, 2016. International Union for Conservation of Nature. **The Red List of Threatened Species 2016_3.** DISPONÍVEL EM: <http://www.iucnredlist.org/>. Acessado em 15.05.2016.
- IUCN 2001. International Union for Conservation of Nature. **The IUCN Red List Categories and Criteria. Version 3.1.** Disponível em:
<http://www.iucnredlist.org/technical-documents/categories-and-criteria>. Acesso em:
02/04/2015.
- JENKINS, C.N. PIMM, S.L. **Definindo prioridade de conservação em um hotspot de biodiversidade.** In: Biologia da

Conservação: Essências. Rocha CFD, Bergallo HG, Van Sluys M, Alves MAS. 1st ed. Editora Rima: São Carlos, 2006. pp. 53-90.

KÖSTER-SILVA, P. **Cenários de priorização na conservação de sítios insubstituíveis da flora na Cadeia do Espinhaço em Minas Gerais**. 2017. Tese (Doutorado em Ecologia: Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017. doi:10.11606/T.41.2017.tde-17082017-132926. Acesso em: 07.04.2021.

LARSEN, F.W. TURNER, W.R. BROOKS, T.M. 2012. **Conserving critical sites for biodiversity provides disproportionate benefits to people**. Plos One. Vol. 7, 5: 1-9.

LAWLER, J.L. WHITE, D. MASTER, L.L. 2003. **Integrating representation and vulnerability: two approaches for prioritizing areas for conservation**. Ecological Applications. Vol. 13, 6: 1762-1772.

LIMA, G.S. RIBEIRO, G.A. GONÇALVES, W. 2005. **Avaliação da efetividade de manejo das unidades de conservação de proteção integral em Minas Gerais**. Sociedade de Investigações Florestais. Vol. 29, 4: 647-653.

MARGULES, C.R. PRESSEY, R.L. 2000. **Systematic conservation planning**. Nature. Vol. 405, 243-253.

MARTINELLI, G. MORAES, M.A. 2013. **Livro Vermelho da Flora do Brasil**. 1st edn. Rio de Janeiro, Andrea Jakobsson: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro.

MARTINELLI, G. 2007. **Mountain biodiversity in Brazil**. Revista Brasileira de Botanica. Vol. 4, 4: 587-597.

MATTSON, K.M. ANGERMEIER, P.L. 2007. **Integrating human impacts and ecological integrity into a risk-based protocol for conservation planning**. Environmental Management. 39: 125-139.

MMA. 2016. Ministério do Meio Ambiente. **Áreas Prioritárias para Conservação do Cerrado e do Pantanal**. DISPONÍVEL EM: <http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>. Acessado em 15.02.2017.

MMA. 2010. Ministério do Meio Ambiente. **Convenção sobre Diversidade Biológica. Metas de Aichi: Situação atual no Brasil**. Disponível: http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf2008_dcbio/_arquivos/metas_de_aichi. Acessado em 20.02.2015.

MMA. 2007. **Download de dados geográficos**. Disponível em <http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>. Acessado em 12.07.2015.

MONTEIRO, L. MACHADO, N. MARTINS, E. POUGY, N. VERDI, M. MARTINELLI, G. LOYOLA, R. 2017. **Conservation priorities for the threatened flora of mountaintop grassland in Brazil**. Flora. In Press. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2017.03.007>.

MORAES, M.A. BORGES, R.A.X. MARTINS, E.M. FERNANDES, R.A. MESSINA, T. MARTINELLI, G. 2014. **Categorizing threatened species: an analysis of Red List of the flora of Brazil**. Fauna e Flora Internacional. Vol. 48, 2: 258-265.

NEVES, A.C.O. BEDÊ, L.C. MARTINS R.P. 2011. **Revisão dos efeitos do fogo Eriocaulaceae como subsídio para sua conservação**. Biodiversidade Brasileira. 2: 50-66.

PIMM, S.L. JENKINS, C.N. ABELL, R. et al. 2014. **The biodiversity of species and their rates of extinction,**

distribution and protection. *Science*. Vol. 344, 6187: 1246752 -1 / 10.

PIMM, S.L. RAVEN, P. 2000. **Extinction by numbers.** *Nature*. Vol. 403, 483-485.

PULIN, A.S. STEWART, G.B. 2006. **Guidelines for Systematic Review in Conservation and Environmental Management.** *Conservation Biology*. Vol. 20, 6: 1647-1656.

POUGY, N. VERDI, M. MARTINS, E. LOYOLA, R. MARTINELLI, G. (Orgs.), 2015. **Plano de Ação Nacional para a conservação da flora ameaçada de extinção da Serra do Espinhaço Meridional.** CNCFlora: Jardim Botânico do Rio de Janeiro: Laboratório de Biogeografia da Conservação: Andrea Jakobsson Estúdio, Rio de Janeiro. 100 p.

RAPINI, A. RIBEIRO, P.L. LAMBERT, S. PIRANI, J.R. 2008. **A flora dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço.** *Megadiversidade*. Vol. 4, 1-2: 16-23.

RAPINI, A. MELLO-SILVA, R. KAWASAKI, M.L. 2002. **Richness and endemismo in Asclepiadoideae (Apocynaceae) from the Espinhaço Range of Minas Gerais, Brazil – a conservationist view.** *Biodiversity and Conservation* 11: 1733-1746.

RIBEIRO, K.T. FREITAS, L. 2010. **Impactos potenciais das alterações no Código Florestal sobre a vegetação de campos rupestres e campos de altitude.** *Biota Neotropical*. Vol. 10, 4: 240-245.

RICKETTS, T.H. DINERSTEIN, E. BOUCHER, T. BROOKS, T.M. et al. 2005. **Pinpointing and preventing imminent extinctions.** *PNAS*. Vol.102, 51: 18497–18501.

RODRIGUES, A.S.L. AKÇAKAYA, H.R. ANDELMAN, S.J. et al. 2004. **Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network.** *BioScience* Vol. 54, 12: 1092-1100.

SAMPAIO, R.F. MANCINI, M. C. 2007. **Estudos de revisão sistemática: um guia para síntese criteriosa da evidência científica.** *Revista Brasileira de Fisioterapia*. Vol. 11, 1: 83-89.

SILVA, J. A. MACHADO, R. B. AZEVEDO, et al. 2008. **Identificação de áreas insubstituíveis para conservação da Cadeia do Espinhaço, estado de Minas Gerais e Bahia, Brasil.** *Megadiversidade*. Vol. 4, 1-2: 272-309.

SILVEIRA, F.A.O. NEGREIROS, D. BARBOSA, N.P.U. BUISSON, E. CARMO, F.F. CARSTENSEN, D.W. CONCEIÇÃO, A.A. CORNELISSEN, T.G. ECHTERNACHT L, FERNANDES, G.W. GARCIA, Q.S. GUERRA, T.J. JACOBI, C.M. LEMOS-FILHO, J.P. LE STRADIC, S. MORELLATTO, L.P.C. NEVES, F.S. OLIVEIRA, R.S. SCHAEFER, C.E. VIANA, P.L. LAMBERS, H. 2016. **Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority.** *Plant Soil*, 403.

TABARELLI, M. GASCON, C. 2005. **Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade.** *Megadiversidade*. Vol.1, 1: 182-188.

THE VULNERABILITY OF THE UNIQUE FLORA OF THE ESPINHAÇO IN MINAS GERAIS

ABSTRACT – Threat factors are disturbances that make species vulnerable to extinction in their natural habitats. The proposition of conservation actions to biodiversity requires knowledge of the threats to the species in question. The Espinhaço in Minas Gerais is recognized for its floristic biodiversity and high endemism, and human occupation occurs due to the historic mining of gold and diamonds. After the decline of mines, the extraction of evergreens, tourism, agriculture and urban expansion are vectors of destruction to natural environments, leading to the hypothesis that environments that preserve part of this rich biodiversity may be seriously threatened. Therefore, this study aims to assess the conservation status of the Espinhaço, identifying the main threats to the target species, threatened microendemics, which are gaps in conservation, as they are not protected. A systematic review to identify threats in the region was conducted and, using remote imagery, a land use analysis in a time series. In order to identify which factors put pressure on the flora of the region, two vulnerability indexes were Applied to the seven priority sites, analyzing primary threats (loss of habitat), secondary threats (erosion of biodiversity) and the representativeness of the target species in protected areas. The results indicated that the most threatened sites are pressured by secondary threats, and 91% of the target species are conservation gaps. The conservation priorities are the Serra do Cipó, Diamantina and Águas Vertentes sites, which also present a worsening risk of extinction of the target species. Priority sites represent 83% of the threatened flora in the region, and urgent measures are needed, such as the creation of conservation units in the most vulnerable areas.

KEYWORDS: threats to flora, vulnerability index, conservation gap, extinction risk, conservation priorities.

CAPÍTULO 2

CRESCIMENTO E ALOCAÇÃO DE CARBONO EM MUDAS DE *Parkia gigantocarpa* CULTIVADAS SOB SOMBREAMENTO

Monyck Jeane dos Santos Lopes

<http://lattes.cnpq.br/8951805804200011>
Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém – PA

Aline Chaves Alves

<http://lattes.cnpq.br/4129775722933616>
Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA), Belém – PA

Ricardo Abraham Leite Oliva

<http://lattes.cnpq.br/8971666465263296>
Universidade do Estado do Pará (UEPA), Belém – PA

Ila Nayara Bezerra da Silva

<http://lattes.cnpq.br/9261314419444204>
Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém – PA

Moacyr Bernardino Dias-Filho

<http://lattes.cnpq.br/4350833894129386>
Embrapa Amazônia Oriental, Belém – PA

Eniel David Cruz

<http://lattes.cnpq.br/0701265540069449>
Embrapa Amazônia Oriental, Belém – PA

Ely Simone Cajueiro Gurgel

<http://lattes.cnpq.br/8003316810277307>
Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém – PA

RESUMO – Sob estresses abióticos, como sombreamento, as plantas apresentam plasticidade fenotípica, modificando seu

desenvolvimento para sobreviverem a diferentes ambientes. Assim o objetivo desse estudo é verificar o efeito do sombreamento no crescimento e na alocação de carbono de mudas de *Parkia gigantocarpa* Ducke, também conhecida como faveira-atanã. As mudas foram alocadas sob pleno sol, baixa, média e alta intensidade de sombreamento (0%, 25%, 50% e 75% de sombreamento, respectivamente). Os parâmetros avaliados foram: altura, diâmetro, teor de clorofila, área foliar específica, produção de biomassa e alocação de carbono. O sombreamento alterou o crescimento de *P. gigantocarpa*. Como mecanismos de sua plasticidade fisiológica, essa espécie aumentou a clorofila e a área foliar específica, possibilitando sua adaptação a todos os níveis de sombreamento. O padrão de alocação do carbono não foi afetado pelos tratamentos. Ademais, considerando seu crescimento e produção de biomassa, essa espécie se desenvolveu melhor quando cultivada a pleno sol.

PALAVRAS-CHAVE: sombra, faveira-atanã, florestal, Amazônia

1. INTRODUÇÃO

As plantas são expostas a várias

mudanças climáticas, e precisam de adaptações para sobreviverem. Em resposta a tais mudanças, sob estresses abióticos, as plantas possuem plasticidade fenotípica, que são mecanismos adaptativos, como alterações morfológicas e fisiológicas (LOPES et al., 2021). A plasticidade na alocação de carbono, ou biomassa, entre parte aérea e subterrânea estão diretamente relacionados à otimização da captação dos recursos mais escassos (POORTER et al., 2012; VALLADARES et al., 2016). Ou seja, espécies com melhor plasticidade possuem maiores chances de sobreviverem às variações contrastantes do meio ambiente no qual estão inseridas.

As plantas modificam sua alocação de biomassa para folhas, caule ou raiz de acordo com as limitações relativas de luz, CO₂, água e nutrientes. Na maioria das vezes, a alocação tende a ser maior para os órgãos responsáveis pela aquisição do recurso que se encontra limitado para o crescimento da planta (PUGLIELLI et al., 2020; MA et al., 2021).

O principal órgão fotossintético é a folha, por isso, sob sombreamento algumas plantas aumentam a biomassa por unidade de área foliar aumentando sua capacidade fotossintética, gerando folhas mais finas. Esse parâmetro é mensurado pela área foliar específica, o qual considera a relação entre a área foliar e a unidade de massa. As altas intensidades de sombreamento geralmente aumentam a área foliar específica e o teor de clorofila, aumentando a absorção fotossintética (LARCHER, 2006).

Sob ambientes sombreados, algumas plantas aumentam a área foliar específica e o comprimento do caule, visando absorver maior quantidade de luz. No entanto, essas modificações afetam a alocação de carbono, geralmente aumentando a translocação para parte aérea. Em contra partida, reduz principalmente a alocação de carbono para as raízes, resultando em raízes menos profundas, o que minimiza a sobrevivência das mudas ao campo (LOPES et al., 2015; ROBAKOWSKI et al., 2021). O aumento da área foliar específica é benéfico na aquisição luminosa, no entanto as folhas mais finas são mais susceptíveis ao estresse biótico por herbívoros (PUGLIELLI et al., 2020).

Por isso, ao cultivar mudas em viveiro, é essencial observar o efeito da intensidade de luz no padrão de crescimento das mudas. Para isso, faz-se necessário medições como altura, diâmetro, desenvolvimento da área foliar e alocação de carbono (ARAUJO et al., 2018; ROBAKOWSKI et al., 2021).

As florestas tropicais tem diferentes intensidades de luz, por causa de queda de galhos e abertura lacunas, que são posteriormente preenchidas por novas plantas (VALLADARES et al., 2016). Portanto, segundo Lopes et al. (2015) é essencial conhecer os requisitos de luz das espécies de árvores tropicais para produzir mudas de alta qualidade, visando o sucesso de programas de reflorestamento.

Parkia gigantocarpa Ducke, também conhecida como faveira-atanã, pertence à família Fabaceae, subfamília Mimosoideae. Essa espécie amazônica é considerada intolerante à sombra, mas recomendada para plantio em diferentes condições ambientais (LOPES et al., 2015). Isso porque as espécies do gênero *Parkia* possuem função ecológica na recuperação

de áreas degradadas e potencial econômico, pois apresentam rápido crescimento, fixam nitrogênio do solo e seus frutos atraem animais silvestres (ANDRADE JÚNIOR et al., 2019; NASCIMENTO et al., 2020).

Portanto, conhecer a habilidade natural dessa espécie é importante para o desenvolvimento de uma silvicultura apropriada, especialmente quando se considera a crescente demanda por mudas florestais. Assim o objetivo desse estudo é verificar o efeito do sombreamento no crescimento e na alocação de carbono de mudas de *Parkia gigantocarpa*.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em ambiente semi-controlado, no viveiro de produção de mudas, anexo ao Laboratório de Ecofisiologia Vegetal da Embrapa Amazônia Oriental (01º 28'40''S, 48º26'59''W), em Belém-PA. Foram utilizadas sementes de faveira-atanã (*Parkia gigantocarpa* Ducke) oriundas do município de Paragominas - PA.

As sementes foram submetidas à quebra da dormência tegumentar por escarificação mecânica, com esmeril. A semeadura ocorreu em bandeja plástica no laboratório de sementes da Embrapa Amazônia Oriental, tendo como substrato areia e serragem (1:1). Seis dias após a semeadura, as plântulas foram repicadas para sacos de polietileno preto (15 x 25 cm) com substrato de terra preta e esterco de carneiro (3:2). Aos 15 dias após a semeadura, ambas as espécies foram adubadas com 3g de NPK (10-28-20) por planta.

As mudas foram distribuídas nos tratamentos compostos das seguintes intensidades de sombreamento: pleno sol, baixa, média e alta, ou seja, 0%, 25%, 50% e 75% de sombreamento, obtidas com telas de polietileno (Sombrite). Ao final do experimento, 80 dias após a semeadura, foi medido o índice SPAD (Soil Plant Analysis Development) de três folhas por planta (folhas mais novas, completamente formadas), obtendo-se um valor médio dessas medições. Usou-se um medidor portátil de clorofila (SPAD-502. Konica Minolta Sensing, INC. Japão).

Posteriormente, foram coletados discos foliares com área de 1,12 cm² e 1,65 cm² a fim de determinar a área foliar específica (AFE). As mudas foram colhidas e separadas em folhas, tecido de sustentação (caule e pecíolo) e raízes (obtidas pela lavagem do substrato com água corrente). Esses órgãos vegetais foram levados à estufa com temperatura de 60 °C até atingirem temperatura constante, sendo posteriormente pesados em balança analítica (Shimadzu modelo AY120 11). Para avaliar a produção de biomassa total de uma planta (MST) somaram-se as massas secas das raízes, caule e folhas dessa planta. A alocação de carbono foi resultante da razão entre a massa seca de cada órgão e a massa seca total da planta. A AFE foi calculada a partir da razão entre a superfície de amostras cilíndricas de área conhecida do limbo foliar e a massa seca dessas amostras.

O delineamento experimental para cada espécie avaliada foi o inteiramente casualizado com cinco repetições. Os dados foram submetidos à análise de variância e as médias, com diferença estatística, foram comparadas pelo teste de Tukey a 5%. Todos os cálculos estatísticos

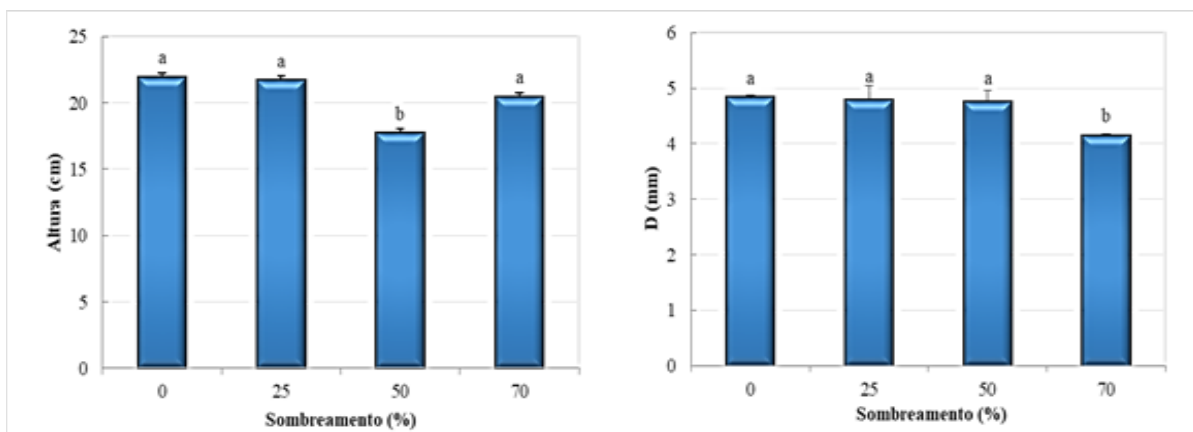
foram realizados pelo programa STATISTICA 7.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O sombreamento modificou o desenvolvimento de *P. gigantocarpa*. As alturas variaram de 17 a 22 cm, sendo a menor das plantas cultivadas sob 50% de sombreamento. A altura das plantas mantidas sob pleno sol foi estatisticamente similar das mudas cultivadas sob 25% e 75% de sombra (Figura 1). O aumento da altura sob o maior sombreamento foi uma estratégia usada pela espécie estudada como um mecanismo de adaptação a menor intensidade de luz (ARAUJO et al., 2018). No entanto, não houve estiolamento, ou seja, mesmo sob a maior sombra a altura não foi maior do que a das plantas a pleno sol.

As espécies florestais respondem de acordo com a sua capacidade adaptativa às variações de luz. Segundo Valladares et al. (2016) quando a planta é submetida a menores intensidades de luz, ocorre um alongamento caulinar, resultando no aumento em altura, mas com menor acúmulo de biomassa, resultando em um caule comprido e fino, ocasionado tombamento de mudas no campo. Como observado em *Tabebuia aurea*, onde as plantas cultivadas sob sombreamento apresentaram maior comprimento da parte aérea, mas não aumentaram em mesma proporção a sua massa (PINTO et al., 2017). Em *Hymenaea courbaril* L. var. *Stilbocarpa* também é relatado que o sombreamento elevou a altura (PAGLIARINI et al., 2017).

Fig. 1 - Altura e diâmetro de mudas de *Parkia gigantocarpa* cultivadas sob diferentes intensidades de sombreamento. Média $\pm$ erro padrão (n=5). Colunas com letras diferentes apresentam diferenças significativas dentre tratamentos ($P < 0.05$, teste de Tukey).

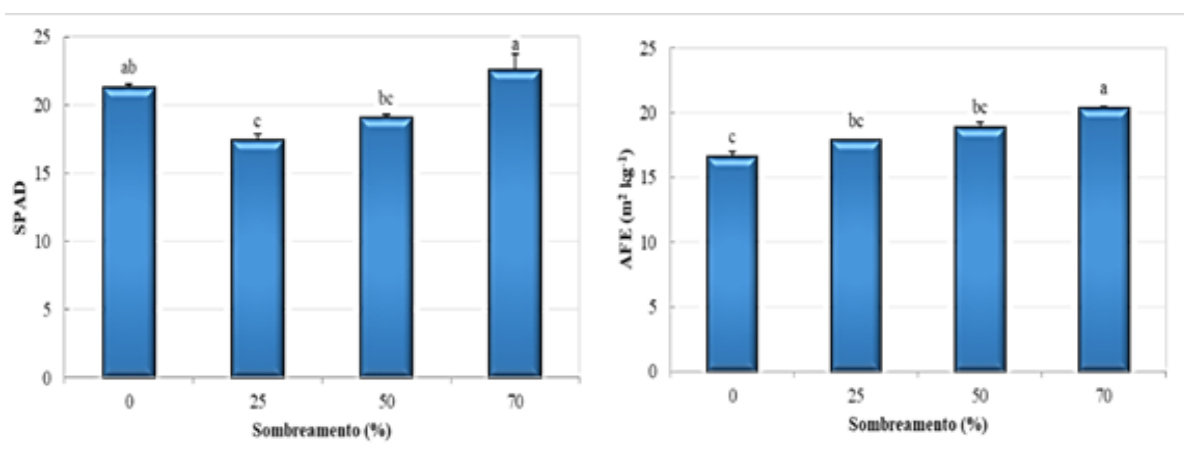


O diâmetro variou entre 4 e 5 milímetros. Sendo os maiores valores mensurados nas plantas mantidas sob pleno sol, baixa (25%) e média (50%) intensidade de sombreamento (Figura 1). Notou-se também que a maior intensidade de sombreamento reduziu o diâmetro de *P. gigantocarpa*. As médias do diâmetro de caule de mudas de *Hymenaea courbaril* obtidas por Pagliarini et al. (2017) diferiram estatisticamente entre os tratamentos sendo que as mudas demonstraram maiores diâmetros sob os níveis de 30% e 50% de sombreamento.

As mudas apresentaram os maiores valores de SPAD a pleno sol e sob alta intensidade de sombreamento (75%) (Figura 2). Sugerindo a existência de um mecanismo compensatório para a captação de luz. Pois o aumento de SPAD significa maior concentração de clorofila. Ou seja, esses maiores teores de clorofila por unidade de área também é um mecanismo adaptativo de *P. gigantocarpa* para compensar a menor quantidade de radiação disponível.

Segundo Araújo et al. (2019), as folhas de *Tetradenia riparia* (Hochst.) Codd sob 50% e 80% de sombreamento apresentam maior concentração de clorofila por grama de massa seca do que folhas expostas diretamente ao sol, possibilitando maior captação de radiação solar. Pagliarini et al. (2017) também relata que os níveis de sombreamento de 30% e 50% aumentaram os teores de clorofila em *Hymenaea courbaril* L. var. *Stilbocarpa*.

Fig. 2 - Índice SPAD e área foliar específica de mudas de *Parkia gigantocarpa* cultivadas sob diferentes intensidades de sombreamento. Média $\pm$ erro padrão (n=5). Colunas com letras diferentes apresentam diferenças significativas dentre tratamentos ($P < 0.05$, teste de Tukey).



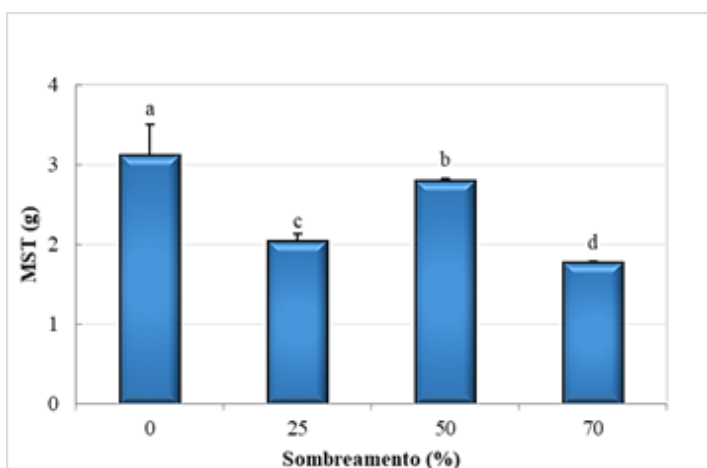
Além da clorofila, a AFE teve correlação positiva ao incremento da intensidade de sombra, indicando a plasticidade ecofisiológica de *P. gigantocarpa* (Figura 2). O aumento da AFE sob maiores intensidades de sombra é comum em espécies florestais, como relatado por Pinto et al., (2017) em *Tabebuia Aurea*. Esse mecanismo aumenta a eficiência de captação de luz (LARCHER, 2006). Isso por que a AFE está relacionada a aspectos anatômicos, como parênquima, tecido vascular, epiderme e volume celular; químicos, como o acúmulo de metabólitos secundários; e morfológicos, no caso dos tricomas e ceras (LOPES et al., 2015; MA et al., 2021).

Por tanto, as mudas de *P. gigantocarpa*, provavelmente, sofreram ajustes em sua composição foliar, diminuindo o acúmulo de compostos fenólicos e lignina, minimizando a alocação de carbono, reduzindo sua espessura foliar, uma vez que as diferenças morfológicas são resultantes da anatomia e da composição química.

A maior biomassa foi encontrada nas plantas cultivadas sob pleno sol. Isso porque o sombreamento reduziu a biomassa em *P. gigantocarpa* (Figura 3). Essa espécie demonstrou

baixa tolerância ao maior nível de sombreamento, com menor produção de biomassa sob esse tratamento, o que seria uma resposta esperada de espécies arbóreas pioneiras. Em *Handroanthus serratifolius* e *Handroanthus ochraceus* o pleno sol também proporcionou o a maior biomassa (SABINO et al., 2020).

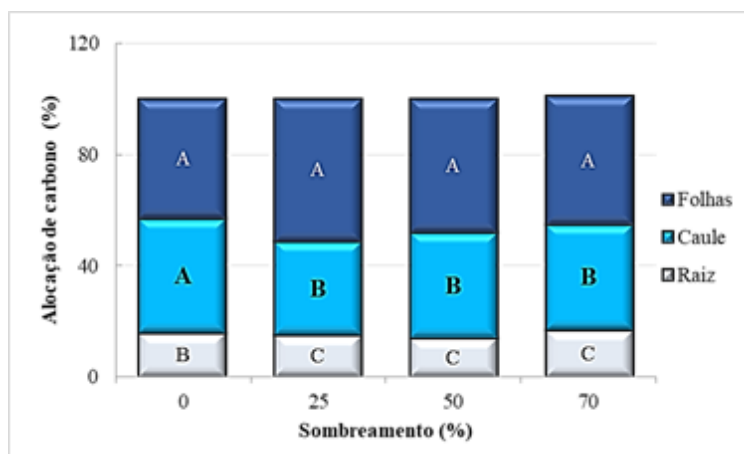
Fig. 3 - Biomassa de mudas de *Parkia gigantocarpa* cultivadas sob diferentes intensidades de sombreamento. Média $\pm$ erro padrão (n=5). Colunas com letras diferentes apresentam diferenças significativas dentre tratamentos ($P < 0.05$, teste de Tukey).



As espécies florestais são classificadas de acordo com seus requerimentos luminosos. As pioneiras necessitam de maior intensidade de luz, enquanto as tardias requerem menor intensidade (LONGHI et al., 2006; SABINO et al., 2020). Isso ocorre porque espécies intolerantes a baixa luminosidade possuem elevado ponto de compensação de luz, ou seja, diminuindo a intensidade de luz há maior consumo do carbono pela respiração em redução ao carbono produzido pela fotossíntese (LOPES et al., 2015).

O padrão de alocação de carbono ou biomassa não diferiu dentre os tratamentos. No entanto, considerando as médias comparadas dentre órgãos vegetais, os resultados deste estudo apontam também que o investimento em biomassa aérea é maior do que na produção de raízes, independentemente da intensidade de sombra na qual as plantas foram mantidas (Figura 4).

Fig. 4 - Alocação de carbono de mudas de *Parkia gigantocarpa* cultivadas sob diferentes intensidades de sombreamento. Média $\pm$ erro padrão (n=5). Diferentes letras maiúsculas dentro colunas indicam diferença significativa entre órgãos vegetais ($P < 0.05$, teste de Tukey).



Geralmente, plantas cultivadas sob sombreamento, tendem a alocar mais carbono para as folhas, como estratégia de maior absorção de fótons. E o maior investimento nas partes fotossintetizantes para aumentar a captação de luz em locais sombreados, restringe o investimento em raízes (PUGLIELLI et al., 2020; MA et al., 2021). No entanto, de acordo com Puglielli et al. (2020), sob diferentes intensidades de luz, o padrão de alocação pode mudar dentre as espécies lenhosas e ao longo do desenvolvimento da planta.

4. CONCLUSÃO

Conclui-se que o sombreamento altera o desenvolvimento de *P. gigantocarpa*. Como estratégia da sua plasticidade, essa espécie aumentou a clorofila e a área foliar específica, possibilitando sua adaptação a todos os níveis de sombreamento. O padrão de alocação de sua biomassa não foi afetado pelos tratamentos. Ademais, considerando seu crescimento e produção de biomassa, essa espécie se desenvolve melhor quando cultivada a pleno sol.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE JÚNIOR, W. V. et al. Tolerance to waterlogging in *Parkia gigantocarpa* Ducke saplings. **Bois et Forêts des Tropiques**, v. 341, p. 79-86, 2019. Doi: <https://doi.org/10.19182/bft2019.341.a31759>
- ARAÚJO, L. L. N.; MELO, H. C.; CASTIGLIONI, G. L.; GONÇALVES, L. A. (2019). Intensidade de radiação influenciando características morfofisiológicas em folhas de *Tetradenia riparia* (Hochst.) Codd. **Iheringia, Série Botânica.**, v. 74, 2019. <https://doi.org/10.21826/2446-82312019v74e201900>
- ARAUJO, M. M.; NAVROSKI, M. C.; SCHORN, L. A. **Produção de sementes e mudas: um enfoque à silvicultura**. Santa Maria, Ed. UFSM, 2018.
- LARCHER, W. *Ecofisiologia vegetal*. São Carlos: RIMA Artes e Textos, 532p., 2006.

LONGHI SJ, BRENA DA, GOMES JF, DA SILVA NARVAES I, BERGER G, SOLIGO AJ (2006) Classificação e caracterização de estágios sucessionais em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista na Flona de São Francisco de Paula, RS, Brasil. *Ciênc. Flor.* 16: 113-125.

LOPES, M. J. S.; DIAS-FILHO, M. B.; MENEZES NETO, M. A.; SANTOS, J. U. M; CRUZ, E. D.; DIAS, H. S. S. Morphological and physiological responses to shade in seedlings of *Parkia gigantocarpa* Ducke and *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex Ducke) Barneby (Leguminosae). **Scientia Forestalis**, v. 43, n. 107, p. 573-580, 2015.

LOPES, M. J. S.; DIAS-FILHO, M. B.; GURGEL, E. S. C. Successful Plant Growth-Promoting Microbes: Inoculation Methods and Abiotic Factors. **Front. Sustain. Food Syst.**, v. 5, n. 606454, p. 1-13, 2021. Doi: <https://doi.org/10.3389/fsufs.2021.606454>

MA, S.; WANG, X.; MIAO, W.; WANG, X.; SUN, H.; ZHIWEN GUO. Relative influence of environmental, stand factors and functional traits on allocation of forest productivity during the restoration of subtropical forests in central China. **Forest Ecology and Management**, v. 482, n. 118814, 2021. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118814>

NASCIMENTO, E. V. et al. Superação de dormência em sementes de *Parkia pendula* (Willd.) Benth. ex Walp. (Fabaceae). **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 11, p. 92933-92948, 2020. Doi: <https://doi.org/10.34117/bjdv6n11-632>

PAGLIARINI, M. K.; MOREIRA, E. R.; NASSER, F. A. DE C. M.; MENDONÇA, V. Z.; CASTILHO, R. M. M. Níveis de sombreamento no desenvolvimento de mudas de *Hymenaea courbaril* var. *Stilbocarpa*. **Cultura Agrônômica**, 2017; v. 26, n. 3, p. 330-346, 2017.

PINTO, J.; R. S.; DOMBROSKI, J. L. D.; FREITAS, R. M. O. Crescimento e índices fisiológicos de *Tabebuia aurea* (Manso) Benth. & Hook., sob sombreamento no semiárido. **Floresta**, v. 46, n. 4, p. 465-472, 2017. Doi: <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v46i4.42665>

POORTER, H. et al. Biomass allocation to leaves, stems and roots: meta-analyses of interspecific variation and environmental control. **New Phytologist**, v. 193, n. 1, p.30-50, 2012

PUGLIELLI, G.; LAANISTO, L.; POORTER, H.; NIINEMETS, U. Global patterns of biomass allocation in woody species with different tolerances of shade and drought: evidence for multiple strategies. **New Phytologist**, p. 1-15, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1111/nph.16879>

ROBAKOWSKI, P.; PIETRZAK, T.; KOWALKOWSKI, W. et al. Survival, growth and photochemical efficiency of silver fir seedlings produced with different technologies. **New Forests**, 2021. Doi: <https://doi.org/10.1007/s11056-021-09835-4>

SABINO, M.; FERNEDA, B. G.; MARTIM, C. C.; BOUVIÉ, L.; SILVA, C. C.; SOUZA, A. P.; SILVA, A. C; FELIPE, R. T. A. Crescimento inicial de ipê-amarelo amazônico e de cerrado cultivados sob diferentes intensidades de sombreamento e comprimento espectral de onda. **Interiencia**, v. 45, n. 4, 183-191, 2020.

VALLADARES, F.; LAANISTO, L.; NIINEMETS, Ü.; ZAVALA, M. A. Shedding light on shade: ecological perspectives

of understorey plant life. **Plant Ecology & Diversity**, 2016. Doi: <https://doi.org/10.1080/17550874.2016.1210262>

GROWTH AND CARBON ALLOCATION IN SEEDLINGS OF *Parkia gigantocarpa* CULTIVATED UNDER SHADE

ABSTRACT – Under abiotic stresses, such as shading, plants show phenotypic plasticity, modifying their development to survive. Thus, the objective of this study is to evaluate the effect of shading on the growth and carbon allocation of *Parkia gigantocarpa* Ducke seedlings, also known as faveira-atanã. The seedlings were placed under full sun, low, medium and high of shade shading (0%, 25%, 50% and 75% shading, respectively). The parameters evaluated were: height, diameter, chlorophyll content, specific leaf area, biomass production and carbon allocation. Shading altered the growth of *P. gigantocarpa*. As mechanisms of its physiological plasticity, this species increased the chlorophyll and specific leaf area, enabling it to adapt to all levels of shading. The pattern of carbon allocation was not affected by the treatments. Furthermore, considering its growth and biomass production, *P. gigantocarpa* seedlings developed best under full sun.

KEYWORDS: shade, faveira-atanã, forestry, Amazon

CAPÍTULO 3

DIVERSIDADE DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES ASSOCIADOS A RAÍZES DE *DESCHAMPSIA ANTARCTICA* DESV. NA BAÍA DO ALMIRANTADO, ILHA REI GEORGE, ANTÁRTICA

Elismara Aparecida Pereira Monteiro de Andrade

<http://lattes.cnpq.br/2461455448936410>

RESUMO – Os microrganismos vivem nos mais diversos habitats terrestres. Entre os microrganismos destacam-se os fungos micorrízicos arbusculares (FMAs), os quais se associam às raízes das plantas e colonizam mais de 80% das espécies vegetais terrestres. Estudos sobre a ocorrência de FMAs no Continente Antártico são escassos. O objetivo desse estudo foi avaliar a ocorrência e diversidade de FMAs em raízes e solo rizosférico de *Deschampsia antarctica* Desv. coletados próximos às estações de pesquisa do Brasil (Estação Antártica Comandante Ferraz - EACF) e da Polônia (Arctowski), na Baía do Almirantado, Ilha Rei George, arquipélago Shetland do Sul, Antártica. Foram realizadas coletas de solo rizosférico e raízes de *Deschampsia antarctica* Desv. próximo à EACF e próximo à Estação Arctowski. Foi realizada a caracterização química do solo e definida a densidade e diversidade de espécies de FMAs e a colonização micorrízica nas raízes de *Deschampsia antarctica* Desv. Foram recuperados 15 esporos no solo da área próxima à EACF e não foi

encontrado nenhum esporo na área próxima à Estação Arctowski. A colonização micorrízica das raízes de *D. Antarctica* foi de 40% para a área próxima à EACF e de 24% para a área próxima à Estação Arctowski. No total foram identificadas duas espécies de FMAs, sendo uma espécie do gênero *Acaulospora*, identificada como *Acaulospora mellea* e uma espécie do gênero *Glomus* classificada como *Glomus sp1*. A diversidade de FMAs na região é limitada pela baixa temperatura, baixa diversidade vegetal e altos níveis de P e Al presentes no solo.

PALAVRAS-CHAVE: fungos micorrízicos arbusculares, Antártica, *Deschampsia antarctica*, diversidade

1. INTRODUÇÃO

Os microrganismos vivem nos mais diversos habitat terrestres, podendo ser encontrados em ambientes extremos como as regiões congeladas da Antártica e até mesmo em fontes de água fervente (TORTORA, 2000). Os fungos compreendem um grupo de microrganismos que desempenham papéis fundamentais nos ciclos biogeoquímicos, contribuindo para muitos processos ecológicos, principalmente em ecossistemas como o solo (JEFFRIES et

al., 2003). Os fungos são heterotróficos e, por isso, necessitam de fontes externas de carbono como fonte de energia e para a síntese de componentes celulares (FINLAY, 2008). Algumas espécies de fungos realizam simbioses com vários grupos de organismos para garantir sua sobrevivência (TORTORA, 2000).

Entre as diversas simbioses fúngicas destaca-se a simbiose entre fungos micorrízicos e as plantas. Esta associação iniciou há mais de 400 milhões de anos com o surgimento das primeiras plantas terrestres, permitindo a co-evolução de ambos os parceiros (INVAM, 2017). Registros fósseis evidenciam a associação de FMAs à *C. cornifer* em solos da Antártica no período Triássico a, aproximadamente, 88 milhões de anos (SCHWENDEMANN et al., 2009; HARPER et al., 2015). As micorrizas pertencem ao Filo Glomeromycota e se distribuem em 4 ordens, 13 famílias e 19 gêneros com aproximadamente 251 espécies (Schüßler, 2002). Esses organismos se associam às raízes das plantas e colonizam mais de 80% das espécies vegetais terrestres, tornando algumas espécies de plantas dependentes dessa relação para o seu desenvolvimento (SMITH & READ, 2008).

Os fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) formam a simbiose mais difundida entre as espécies vegetais (NICOLSON, 1967; GERDEMANN, 1975; CHRISTIE & NICOLSON, 1983). Eles colonizam quase todos os gêneros das Gimnospermas e Angiospermas, além de alguns representantes de Briófitas e Pteridófitas (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006). Esses organismos se associam ao interior das raízes e transportam água e nutrientes de baixa mobilidade no solo para a planta hospedeira (FINLAY, 2008). O fósforo é o principal elemento obtido pelas plantas através da simbiose com os fungos micorrízicos arbusculares, principalmente quando esta associação ocorre em solos de baixa fertilidade (JEFFRIES et al., 2003). Em troca, os FMAs obtêm das raízes das plantas fotoassimilados para completar seu ciclo de vida, pois são simbioses obrigatórios (SMITH & READ, 2008).

Esses microrganismos também são fundamentais na formação e manutenção de agregados do solo através da produção de uma glicoproteína, a glomalina, que funciona como um agente de ligação das partículas do solo, auxiliando na concentração de carbono nesse ambiente e otimizando a ligação solo-planta (WILSON, 2009). Para Cabral et al. (2015), os fungos micorrízicos têm o potencial de absorver metais presentes em solos contaminados e estocá-los em estruturas de armazenamento, reduzindo a transferência desse elemento tóxico para a planta, sendo um importante biorremediador de áreas contaminadas. Eles também protegem a planta hospedeira contra patógenos (JEFFRIES et al., 2003). Desse modo, os FMAs contribuem para o estabelecimento e sobrevivência das espécies vegetais sobre diversas condições de estresses ambientais (SMITH & READ, 2008).

A composição e dinâmica das comunidades de micorrizas têm um forte impacto sobre a estrutura e diversidade das comunidades vegetais tanto em ecossistemas

naturais quanto manejados (JEFFRIES et al., 2003). Segundo Hiiesalu et al. (2014), a maior riqueza de espécies de micorrizas pode promover uma maior riqueza de comunidades vegetais. No entanto, ambientes de altas latitudes se caracterizam por apresentarem fatores ambientais extremos que impõem uma pressão seletiva sobre as plantas e, consequentemente, uma redução nas simbioses (NEWSHAM et al., 2009).

Ambientes de latitudes altas como o continente Antártico apresentam clima extremamente frio, sendo o solo coberto por gelo e neve durante vários meses do ano (NEWSHAM et al., 2009). Além disso, os solos de ambientes extremos são pobres em nutrientes, limitando o desenvolvimento vegetal (DUC et al., 2009). O continente antártico corresponde à maior reserva de gelo do planeta. Cerca de 95% do continente é coberto por gelo (BRASIL, 2017). Embora as condições ambientais sejam extremas à sobrevivência, o continente abriga duas espécies de plantas nativas vasculares de angiospermas, uma Caryophyllacea, a *Colobanthus quitensis* (Kunth) Bartl., e uma Poeceae, a *Deschampsia antarctica* Desv. (Gonçalves et al., 2008).

Há muito tempo já se sabe que os fungos micorrízicos arbusculares ocorrem em todos os continentes (TINKER, 1975; CHRISTIE & NICOLSON, 1983). Entretanto, estudos sobre a ocorrência desses microrganismos na região da Antártica Marítima são escassos. Alguns trabalhos já relataram a ocorrência de FMAs em algumas regiões do continente (CHRISTIE & NICOLSON, 1983; SMITH & NEWTON, 1986; CABELLO et al. 1994; DEMARS & BOERNER, 1995; UPSON et al., 2008; NEWSHAM et al., 2009; BARBOSA et al., 2017 artigo aceito para publicação). Entretanto, as pesquisas sobre tais microrganismos ainda são escassas em todo o continente Antártico, incluindo a região da Ilha Rei George e demais ilhas do arquipélago Shetland do Sul, onde já existem relatos sobre a presença dos FMAs em simbiose com *Deschampsia antarctica* e *Colobanthus quitensis* (CHRISTIE e NICOLSON, 1983; SMITH e NEWTON, 1986; CABELLO, 1994; DEMARS & BOERNER, 1995; UPSON, 2008; BARBOSA et al., 2017 artigo aceito para publicação). Desse modo, o objetivo desse trabalho foi avaliar a ocorrência e diversidade de fungos micorrízicos arbusculares em raízes e solo rizosférico de *Deschampsia antarctica* Desv. coletados próximos às estações de pesquisa do Brasil (Estação Antártica Comandante Ferraz - EACF) e da Polônia (Arctowski), localizadas na Baía do Almirantado, Ilha Rei George, arquipélago Shetland do Sul, Antártica.

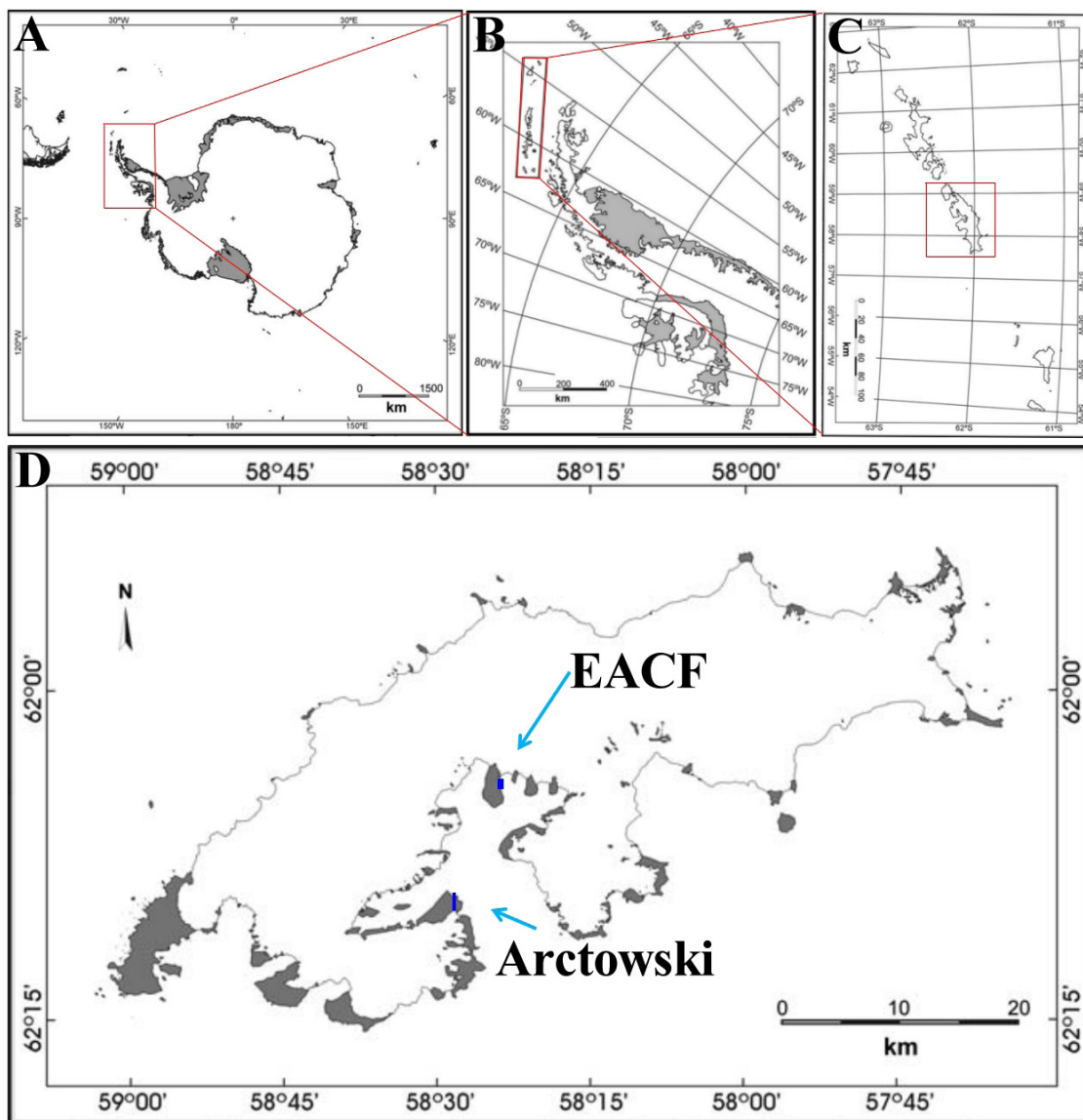
2. METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

As amostras utilizadas no estudo se concentraram em dois locais da Baía do Almirantado, na ilha Rei George, arquipélago das ilhas Shetland do Sul: 1) Península Keller, em uma área próxima à Estação Antártica Comandante Ferraz (EACF); 2) em uma área próxima à Estação Polonesa Henryk Arctowski (Figura 1).

Figura 1: Localização das duas áreas onde foram coletadas as amostras de raízes e solo rizosférico de *Deschampsia antarctica* Desv.: A) Continente Antártico com a Península Antártica em destaque; B) Península Antártica com o Arquipélago Shetland do Sul em destaque; C) Arquipélago Shetland do Sul com a Ilha Rei George em destaque; D) Ilha Rei George com indicação da localização aproximada das Estações Antárticas do Brasil (EACF) e da Polônia (Arctowski) e os transectos de coletas de amostras adjacentes (retângulos azuis).

Figura adaptada utilizando-se os mapas de Simões et al. (2004).



2.2 Amostragem

As coletas das amostras de raízes e solo rizosférico de *Deschampsia antarctica* Desv. foram realizadas durante a XXXIV OPERANTAR, em janeiro de 2016, pelo professor Juliano de Carvalho Cury ao longo de dois transectos localizados em áreas próximas às estações antárticas do Brasil ($62^{\circ}05'06''\text{S}$; $58^{\circ}23'29''\text{O}$) e da Polônia ($62^{\circ}09'41''\text{S}$; $58^{\circ}28'10''\text{O}$), como mostrado na Figura 1. Ao longo de tais transectos foram coletadas amostras em pontos com

distância de cerca de 30 metros entre si, sendo que em cada ponto de coleta foram coletadas três amostras de solo rizosférico e raízes de *Deschampsia antarctica* Desv, perpendicular ao transecto, formando uma amostra composta de 200 g de solo, representando três repetições. A Tabela 1 mostra a coordenada geográfica de cada ponto de coleta nos dois transectos.

Tabela 1: Coordenadas geográficas de cada ponto amostral de solo rizosférico e raízes de *Deschampsia antarctica* Desv. na região da Baía do Almirantado, Ilha Rei George, arquipélago das Ilhas Shetland do Sul, Antártica.

	Amostra	Coordenadas	Altitude
EACF	P1	58°23'30"W, 62°53'48"S	0m
	P2	58°23'41"W, 62°4'46"S	0m
	P3	58°23'41"W, 62°4'41"S	7m
	P4	58°23'43"W, 62°4'39"S	20m
	P5	58°23'27"W, 62°4'59"S	0m
	P6	58°23'27"W, 62°4'58"S	0m
	P7	58°23'29"W, 62°4'57"S	0m
	P8	58°23'29"W, 62°4'58"S	0m
Arctowski	P1	58°27'55"W, 62°09'42"S	0m
	P2	58°27'58"W, 62°09'44"S	8m
	P3	58°27'59"W, 62°09'45"S	7m
	P4	58°28'04"W, 62°09'46"S	14m
	P5	58°27'07"W, 62°09'49"S	42m

As amostras foram acondicionadas separadamente em tubos de polipropileno tipo Falcon de 50mL esterilizados. Os tubos contendo as raízes foram preenchidos com etanol 70% e os tubos contendo o solo foram acondicionados, transportados até o Brasil e estocados no laboratório sob refrigeração (4°C) até o momento das análises.

Análise química do solo

O solo coletado em cada ponto amostral foi reunido em uma amostra composta para cada área, totalizando duas alíquotas de 100 g de solo. Essas alíquotas foram destinadas à análise química de rotina (pH, C, P, K, Ca, Mg e Al) realizada no Departamento de Ciência do Solo da UFLA, de acordo com metodologia de análises de rotina (CLAESSEN et al., 1997).

2.3 Determinação da taxa de colonização micorrízica

Uma porção de 0,5g de cada amostra de raiz foi submetida ao processo de coloração, que se constituiu em uma etapa de descoloração através de imersão em solução clareadora de hidróxido de potássio (KOH) a 10%. Após, as raízes foram aquecidas em banho-maria a 90°C por 40min, sendo, em seguida, lavadas em água destilada e colocadas em ácido clorídrico (HCl) 2% durante 30 minutos. Finalmente, as raízes foram coradas em solução de lactoglicerol com azul de tripano a 0,05%, conforme Koske & Gemma (1989). A porcentagem de colonização micorrízica de segmentos de raízes de 5cm de comprimento de cada amostra foi determinada em estereoscópio (lupa) com aumento de 40×, através do método de placa quadriculada, no qual 100 pontos de interseção foram analisados (PHILLIPS & HAYMAN, 1970; GIOVANNETTI & MOSSE, 1980).

2.4 Extração dos esporos do solo e caracterização taxonômica

Uma quantidade de 50 ml de solo de cada amostra foi destinada à extração de esporos, realizada pelo método de peneiramento úmido, conforme Gerdemann & Nicolson (1963) e adaptada por Jenkin (1964). O solo foi lavado por 5 vezes, sendo em seguida peneirado utilizando-se peneiras de malhas de 0,71, 0,105 e 0,053mm. O solo retido na peneira de 0,053mm foi centrifugado em água a 3.000 rpm por três minutos. Após, a água foi descartada, deixando apenas o solo que foi decantado, sendo este homogeneizado em 50 ml de solução de sacarose 50% e centrifugado por 2 min a 2.000 rpm. Após, o sobrenadante foi drenado em peneira de 0,044 mm, lavado para eliminar o excesso de sacarose e transferido para uma placa de Petri contendo poços para a contagem de esporos.

Os esporos foram contados com o auxílio de um microscópio estereoscópico com aumento de 40× e separados para preparo de lâminas para microscopia. Para as determinações qualitativas (identificação) os esporos foram fixados com PVL (Polivinil-álcool) em lâminas e observados em microscópio estereoscópico. A identificação das espécies foi definida baseando-se em características morfológicas dos esporos (cor, tamanho e número de paredes) conforme Schüßler & Walker (2010) e Redecker et al. (2013).

3. RESULTADOS

Nas duas áreas estudadas a densidade de esporos de FMAs recuperados foi extremamente baixa, sendo 15 esporos na área da Estação Antártica Comandante Ferraz (EACF) e nenhum esporo na área da Estação Arctowski. Na Estação Antártica Comandante Ferraz encontrou-se *Acaulospora mellea* com uma abundância de seis esporos e *Glomus sp1* com abundância de oito esporos (Tabela 1). A descrição morfológica dos FMAs recuperados encontra-se no Anexo 1.

Tabela 1. Gêneros e respectivas espécies identificadas na área próxima à Estação Antártica Comandante Ferraz (EACF).

Ponto amostral	Gênero	Espécie	Nº de esporos
P1	<i>Acaulospora</i>	<i>Acaulospora mellea</i>	5
	<i>Glomus</i>	<i>Glomus sp 1</i>	1
P3	<i>Acaulospora</i>	<i>Acaulospora mellea</i>	1
	<i>Glomus</i>	<i>Glomussp 1</i>	7
	Esporo parasitado	Não identificado	1

Todas as amostras de raízes de *D. antarctica* Desv. apresentaram colonização por FMAs, inclusive as raízes da área próxima à Estação de Arctowski, que não apresentaram esporos no solo rizosférico.

As raízes de *D. antarctica* Desv. da área próxima à EACF apresentaram média de colonização micorrízica de 40 % (Figura 2), enquanto que as raízes da área próxima à Estação de Arctowski apresentaram média de colonização micorrízica de 24 % (Figura 3). As raízes de *D. antarctica* Desv. dos pontos amostrais P1 e P3 da área próxima à EACF, que continham presença de esporos de FMA no solo rizosférico, apresentaram porcentagem de colonização micorrízica de 30% e 31%, respectivamente, sendo essas porcentagens as mais baixas em relação aos demais pontos amostrais da área próxima à EACF (Figura 2).

Figura 2: Taxa de colonização micorrízica em raízes de *D. antarctica* dos pontos amostrais da área próxima à Estação Antártica Comandante Ferraz (EACF).

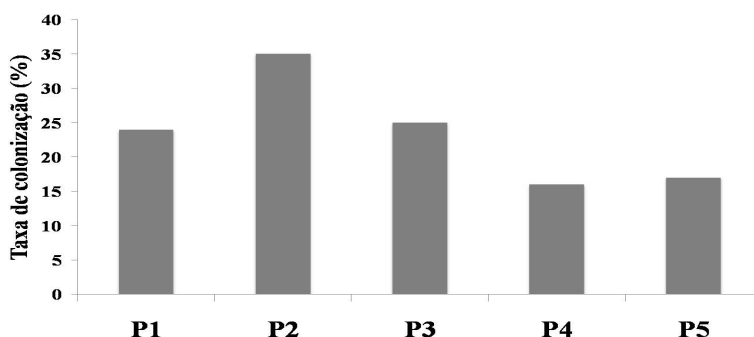
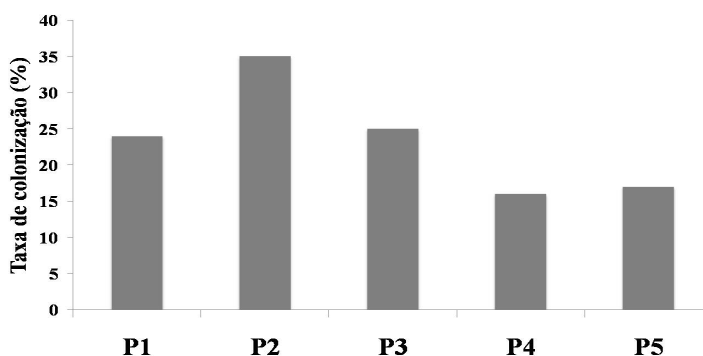


Figura 3: Taxa de colonização micorrízica em raízes de *D. antarctica* dos pontos amostrais da área próxima à Estação de Arctowski.



A análise química do solo revelou alta concentração de P no solo das áreas estudadas, especialmente na área próxima à Estação de Arctowski, que possui concentração de P cinco vezes maior do que o solo da área próxima à EACF (Tabela 2). Os valores de Al^{3+} e m (saturação por alumínio) variaram de baixa na área próxima à EACF a alta na área próxima à Estação de Arctowski. O pH em ambas as áreas é ácido (Tabela 2).

Tabela 2: Caracterização química das amostras de solo coletadas nas áreas próximas às Estações EACF e Arctowski.

	pH	K	P	Mn	Cu	Zn
	----- mg dm ³ -----					
EACF	5,4	170,00	178,57	112,63	14,52	2,04
Arctowski	4,4	288,00	897,83	6,92	10,87	9,55
	m	Mg ²⁺	Al ³⁺	t	M.O.	
	%	----- Cmolc dm ³ -----			dag/Kg	
EACF	1,61	9,20	0,30	18,64	0,86	
Arctowski	42,37	1,60	4,00	9,44	2,11	

* Para determinação das características químicas foram utilizados: KCl e CaCl₂ relação: 1/ 2,5 (pH em água), Extrator Mehlich1 (K e P), Extrator SMP (H+Al), Extrator KCl mol L⁻¹ (Ca, Mg, Al).

4. DISCUSSÃO

Os dados obtidos evidenciam o impacto da condição extrema na diversidade e composição da comunidade de FMAs associados a raízes de *Deschampsia antarctica* Desv. na Baía do Almirantado, Ilha Rei George, Antártica Marítima. Os resultados corroboram com os

estudos anteriores que evidenciaram a presença de FMAs na Antártica (CHRISTIE & NICOLSON, 1983; SMITH & NEWTON, 1986; CABELLO, 1994; DEMARS & BOERNER, 1995; UPSON, 2008).

Os resultados do presente estudo indicam que a diversidade biológica de micorrizas arbusculares é estruturada por fatores bióticos e abióticos que limitam o estabelecimento e sobrevivência de tais microrganismos.

Em estudo recente realizado por Barbosa et al. (2017 – dados de trabalho aceito para publicação) foi identificada a presença das espécies *Acaulospora mellea*, *Glomus sp1*, *Glomus sp2* e *Glomus sp3* na área próxima à Estação EACF, corroborando com os resultados encontrados nesse estudo. Assim como em Barbosa et al. (2017), no presente estudo foram detectados indivíduos da espécie *Acaulospora mellea* (Anexo 1), bem como indivíduos da espécie *Glomus sp3* (Anexo 2), nomeada no atual trabalho como *Glomus sp1*.

É importante ressaltar que dentro de Glomeromycota, espécies com formação de esporos glomóides (formados sobre uma hifa suspensora) representam o maior grupo, dificultando a identificação das espécies sem o auxílio de análises moleculares (OEHL et., 2011). Por essa razão, os indivíduos classificados como *Glomus sp1* podem pertencer a *Paraglomerales*, *Archaeosporales*, *Diversisporales* ou *Glomerales*. Além disso, pode ocorrer a sobreposição de algumas espécies de *Acaulospora* devido a características morfológicas similares. A espécie *Acaulospora mellea* se assemelha à espécie *Acaulospora longula* em ornamentação, cor e tamanho do esporo (INVAM, 2017), dificultando assim a precisão da classificação de espécies de FMAs através de caracteres morfológicos.

As espécies do gênero *Glomus* identificadas no estudo vigente continham sinais de parasitas, fazendo com que não fosse possível a classificação de um dos esporos, já que o mesmo se encontrava em estágio avançado de degradação, apresentando colonização por esporos de outra espécie de fungo, conforme pode ser visto Anexo 2. Além disso, as amostras apresentavam esporos de endófitos septados escuros (DSE – dark septate endophytes), um fungo amplamente distribuído pelas regiões polares que formam simbiose com as espécies vegetais em proporções maiores que micorrizas arbusculares (NEWSHAM, 2009), talvez atuando como um competidor às micorrizas arbusculares. Foi observado também a presença de nematóides e ácaros, corroborando os relatos de Barbosa et al. (2017 – dados de trabalho aceito para publicação).

A baixa diversidade de esporos de micorrizas arbusculares e colonização micorrízica em raízes de *D. antarctica* Desv. observados no presente estudo pode ser explicado pelo alto nível de P em solos da região. Os atributos químicos do solo são fatores que atuam diretamente no estabelecimento de comunidades de FMAs. Tais microrganismos geralmente são suprimidos pela alta concentração de P presente no solo, que pode inibir ou limitar completamente o estabelecimento da simbiose (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006).

A concentração de P encontrado solo próximo à EACF (178,57 mg dm⁻³) corrobora com os resultados de Cury et al. (2015), que encontraram em solos próximos à EACF variações de concentrações de P de 179 a 195 mg dm⁻³. O solo da área próxima à Estação de Arctowski

apresentou uma concentração de P cinco vezes maior ($897,83 \text{ mg dm}^{-3}$) do que o solo da área próxima à EACF (Tabela 2). Uma possível explicação para a maior concentração de P na área próxima à Estação de Arctowisk é a proximidade de uma pinguineira (colônias de pinguins). Nessas áreas os pinguins depositam grandes quantidades de matéria orgânica, que é incorporada à matriz mineral do solo, contribuindo também para o fornecimento de P (PEREIRA et al., 2013) e Mg nos ecossistemas antárticos (BOY et al. 2016). Neste sentido, podemos constatar que, além da maior quantidade de P, a área próxima à Estação de Arctowski apresentou também maior quantidade de matéria orgânica (2,5 vezes mais) em relação à área próxima à EACF (Tabela 2).

De uma maneira geral, os solos antárticos são ácidos e tendem a apresentar altos teores de Al proveniente de rochas basálticas (TOKARSKI, 1987). Entretanto, as concentrações de Al no solo são influenciadas diretamente pelos eventos de lixiviação, variando conforme a região (PEREIRA et al., 2013). Nas áreas do presente estudo os valores de Al^{3+} e m (saturação por alumínio) variaram de baixa (na área próxima à EACF) a alta (na área próxima à Estação de Arctowski) (Tabela 2).

A presença de altas concentrações de Al^{3+} e altos valores de m (saturação por alumínio) em pH menor que 5 podem prejudicar a germinação e o crescimento do tubo germinativo de esporos de FMAs, afetando negativamente a sua sobrevivência (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006). O alto teor de Al associado ao alto teor de P e baixo valor de pH (4,4) encontrado no solo da área próxima à Estação de Arctowski podem explicar a ausência de propágulos de micorrizas arbusculares e menor taxa de colonização em raízes de *D. Antarctica* Desv. nessa região.

Os valores de pH podem ajudar a definir a diversidade de espécies de FMAs em solos. Segundo Moreira e Siqueira (2006), algumas espécies de micorrizas arbusculares se propagam apenas em solos de pH acima de 5. Ainda segundo Moreira & Siqueira (2006), espécies do gênero *Acaulospora* são indiferentes ao pH do solo, o que pode explicar o fato de *Acaulospora* ocorrer em um ambiente tão limitante à sobrevivência como os solos da Antártica Marítima. Além disso, é documentado que espécies do gênero *Acaulospora* e *Glomus* apresentam maior tolerância a perturbações ambientais e, por essa razão, possuem uma ampla distribuição geográfica (ASSIS et al., 2014), sendo consideradas espécies cosmopolitas.

A baixa diversidade de espécies vegetais também impõe limitações às comunidades de FMAs (NEWSHAM et al., 2009). Padrões de diversidade microbiana do solo são frequentemente explicados pela “hipótese da diversidade vegetal”, que propõe que a maior diversidade de plantas aumenta a variabilidade microclimática e a complexidade do habitat da rizosfera (HIIESALU et al., 2014). O continente abriga apenas duas espécies de plantas nativas vasculares de angiospermas, uma Caryophyllaceae a *Colobanthus quitensis* (Kunth) Bartl. e uma Poaceae, a *Deschampsia antarctica* Desv. (Gonçalves et al., 2008), influenciando as comunidades de FMAs.

As temperaturas baixas da região também podem dificultar o estabelecimento de micorrizas arbusculares.

Os parâmetros químicos do solo associados à baixa diversidade vegetal e baixas temperaturas são fatores que estruturam as comunidades de FMAs nas áreas avaliadas. A média de porcentagem de colonização micorrízica em raízes de *D. Antarctica* Desv. para a área próxima à EACF foi de 40% (Figura 2), enquanto que para a área próxima à Estação de Arctowski foi de 24% (Figura 3). Barbosa et al. (2017) (trabalho aceito para publicação) encontraram uma média de colonização micorrízica de 8,8% para a região próxima à EACF avaliando amostras coletadas em 2015 no mesmo transecto onde foram coletadas as amostras avaliadas no presente trabalho. Christie & Nicolson (1983) não observaram associações micorrízicas em raízes de *D. Antarctica* Desv. na região da Antártica Marítima. Entretanto, Smith & Newton (1986), demonstraram colonização micorrízica de até 25% em raízes de *D. Antarctica* Desv. em áreas subantárticas. Upson et al. (2008) observou uma baixa frequência de estruturas de FMAs, em torno de 10%, em raízes de *D. antarctica* Desv. e *C. quitensis* (Kunth) Bartl. nas Ilhas Shetland do Sul e constatou que há uma redução da colonização micorrízica em raízes de *D. antarctica* Desv. em maiores latitudes. De Mars & Boerner (1995), em seus trabalhos com raízes de *D. antarctica* Desv. na área da Estação Palmer (paralelo 65°S), não observaram colonização nas raízes e não encontraram esporos de FMAs no solo.

O presente trabalho, apesar de demonstrar baixa diversidade na região da Baía do Almirantado, contribui para que se possa conhecer melhor a diversidade de FMAs e os fatores que limitam sua sobrevivência na Antártica Marítima. Estudos com este enfoque são escassos, apesar de terem sido iniciados na década de 1980. Segundo Chown (2015) a maior parte da diversidade terrestre da Antártica se concentra na microbiota.

Dados climáticos apontam que a temperatura na região da Antártica Marítima está aumentando (SCHOFIELD et al., 2010; ZUCHUAN LI et al., 2016). Newsham et al. (2015) acredita que a diversidade de fungos do solo está aumentando a medida que a temperatura aumenta na Antártica Marítima. Além disso, atualmente o continente contém em torno de 200 espécies não nativas introduzidas por ação antrópica (FRENOT et al., 2005; HUGHES & CONVEY, 2012; HUGHES et al., 2015). Portanto, é importante a continuidade dos estudos sobre ocorrência de micorrizas arbusculares em regiões do Continente Antártico na tentativa de elucidar a diversidade de FMAs, sua função ecológica e contribuição para o desenvolvimento de *Deschampsia antarctica* Desv., buscando identificar se o aumento na temperatura de tais regiões afetará a diversidade de FMAs, bem como a presença de espécies vegetais introduzidas.

5. CONCLUSÕES

Os dados desse trabalho confirmam a colonização micorrízica em raízes de *D. antarctica* Desv. na Baía do Almirantado.

A diversidade de FMAs é limitada pela baixa temperatura, baixa diversidade vegetal e altos níveis de P e Al.

A área próxima à Estação EACF apresentou condições edáficas mais propícias à ocorrência de FMAs no solo reizosférico de *D. antarctica* Desv.

A área próxima à Estação de Arctowski apresentou condições edáficas mais limitantes à ocorrência de FMAs no solo rizosférico de *D. antarctica* Desv.

REFERÊNCIAS

- ASSIS, P. C. R.; JÚNIOR, O. J. S.; PAULINO, H. B.; STÜRMER, S. L.; SIQUEIRA, J. O.; CARNEIRO, M. A. C. Fungos micorrízicos arbusculares em campos de murundus após a conversão para sistemas agrícolas no cerrado. **Brazilian Journal of Soil Science**, v. 38, p. 1703-1711, 2014.
- BOY, J.; GODOY, R.; SHIBISTOVA, O.; BOY, D.; MCCULLOCH, R.; DE LA FUENTE, A. A.; MORALES, M. A.; MIKUTTA, R.; GUGGENBERGER, G. Successional patterns along soil development gradients formed by glacier retreat in the Maritime Antarctic, King George Island. **Chilean Journal of Natural History**, v. 89, n. 6, p. 1-17, 2016.
- BRASIL. Secretaria da Comissão Interministerial para os Recursos do Mar. **Marinha do Brasil**. Disponível em <https://www.mar.mil.br/secirm/portugues/proantar.html>. Acesso em: 15 de maio de 2017.
- CABELLO, M.; GASPAR, L.; POLLERO. *Glomus antarcticum* sp. nov., a vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus from Antarctica. **Mycotaxon**, v.51, p.123–128, 1994.
- CABRAL, L.; SOARES, C. R. F. S.; GIACHINI, A. J.; SIQUEIRA, J. O. Arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of contaminated areas by trace elements: mechanisms and major benefits of their applications. **World J Microbiol Biotechnol**, v.11, p.1-10, 2015.
- CHOWN, S. L.; CLARKE, A.; FRASER, C. I.; CARY, S. C.; MOON, K. L.; MCGEOCH, M. A. 2015. The changing form of Antarctic biodiversity. **Nature**, v. 522, p. 431- 438, 2015.
- CHRISTIE, P.; NICOLSON, T. H. Are mycorrhizas absent from the Antarctic? **Trans. Br. Mycol. Soc.**, v.80, n.3, p.557-560, 1983.
- CLAESSEN, M. E. C.; BARRETO, W. O.; DE PAULA, J. L.; DUARTE, M. N. **Manual de métodos de análise de solo**. EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro, RJ, 2ª. ed, 212 p, 1997.
- CURY, J. C.; JURELEVICIUS, D. A.; VILLELA, H. D. M.; JESUS, H. E.; PEIXOTO, R. S.; SCHAEFER, C. E. G. R.; BÍCEGO, M. C.; SELDIN, L.; ROSADO, A. S. Microbial diversity and hydrocarbon depletion in low and high diesel-polluted soil samples from Keller Peninsula, South Shetland Islands. **Antarctic Science**, v. 27, p. 263-273, 2015.
- DEMARS, B. G.; BOERNER, R. E. J. Mycorrhizal status of *Deschampsia antarctica* in the Palmer Station area, Antarctica. **Mycol**, v.87, p. 451-453, 1995.
- DUC, L.; NOLL, M.; MEIER, B. E.; BÜRGMANN, H.; ZEYER, J. High diversity of diazotrophs in the forefield of a receding alpine glacier. **Microb. Ecol.**, v.57, p.179-190, 2009.
- FINLAY, R. D. Ecological aspects of mycorrhizal symbiosis: with special emphasis on the functional diversity of interactions involving the extraradical mycelium. **Journal of Experimental Botany**, v. 59, n.5, p. 1115–1126, 2008.
- FRENOT, Y.; CHOWN, S. L.; WHINAM, J.; SELKIRK, P. M.; CONVEY, P.; SKOTNICKI, M.; BERGSTROM, D. M.

Biological invasions in the Antarctic: extent, impacts and implications. **Biol. Rev.**, v. 80, p. 45–72, 2005.

GERDEMANN, J. W. **Vesicular-arbuscular mycorrhizae in the development and function of roots**. London Academic Press, p.575-591, 1975.

GERDEMANN, J. W.; NICOLSON, T. H. Spores of mycorrhizal endogone species extracted from soil by wet sieving and decanting. **Trans. Brit. Myco.Soc.**, v. 46, n2, p.235-244, 1963.

GIOVANNETTI, N.; MOSSE, B. An evalution of techniques to measure vesicular-arbuscular infection in roots. **New Phytol.**, v. 84, p. 489-500, 1980.

GONÇALVES, P. N.; NEVES, C. P.; TONIN, A.; PEREIRA, A. B. Morfologia dos grãos de pólen de angiospermas modernas da Ilha King George, Ilhas Shetland do Sul, Península Antártica. **Goea - J Geosci.**, v.4, p. 24-31, 2008.

HARPER, C. J.; TAYLOR, T. E. M.; KRINGS, M; TAYL, E. L. Arbuscular mycorrhizal fungi in a voltzialean conifer from the Triassic of Antarctica. **Rev.Palaeobot.Palynoly**, v. 215, p.76-84, 2015.

HIIESALU, I.; PARTEL, M.; DAVISON, J.; GERHOLD, P.; METSIS, M.; MOORA, M.; OPIK, M.; VASAR, M.; ZOBEL, M.; WILSON, S. D. Species richness of arbuscular mycorrhizal fungi: associations with grassland plant richness and biomass. **New Phytologist**, v.203, p.233–244, 2014.

HUGHES, K. A.; CONVEY, P. Determining the native/non-native status of newly discovered terrestrial and freshwater species in Antarctica e Current knowledge, methodology and management action. **Journal of Environmental Management**, v. 93, p.52-66, 2012.

HUGHES, K. A.; PERTIERRA, L. R.; MONTENEGRO, M. A. M.; CONVEY, P. Biological invasions in terrestrial Antarctica: what is the current status and can we respond? **Biodivers. Conserv.**, v.24, p. 1031–1055, 2015.

INVAM – International cultur ecolletion of vesicular arbuscular mycorrhizal fungi. Available in: <http://invam.caf.wvu.edu>. Acess in: 06/02/2017.

JEFFRIES, P.; GIANINAZZI, S.; PEROTTO, S.; TURNAU, K.; BAREA, J. M. The contribution of arbuscular mycorrhizal fungi in sustainable maintenance of plant health and soil fertility. **Biol. Fertil. Soils**, v. 37, p.1–16, 2003.

JENKIN, W. R. **A rapid centrifugal-flotation technique for separating nematodes from soil**. Plant Disease Rep., v. 48, p. 683-692, 1964.

KOSKE R.; GEMMA J. A modified procedure for staining roots to detect VA mycorrhizas. **Mycological Res.**, v. 92, p. 486-488, 1989.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Editora UFLA, Lavras, MG, 2ª edição, 744 p, 2006.

NEWSHAM, K. K.; HOPKINS, D. W., CARVALHAIS, L. C., FRETWELL, P. T., RUSHTON, A. G. O'DONNELL, DENNIS, P. G. Relationship between soil fungal diversity and temperature in the maritime Antarctic. **Nature climate change**, v. 2806, p. 1-6, 2015.

NEWSHAM, K. K.; UPSON, R.; READ, D. J. Mycorrhizas and dark septate root endophytes in polar regions. **Fungal**

Ecol., v.2, p.10-20, 2009.

NICOLSON, T. H. Vesicular-arbuscularmycorrhiza – a universal plantsymbiosis. **Science Progress**, Oxford, v.55, p.561-581, 1967.

OEHL, F.; SILVA, G. A.; GOTO, B. T.; SIEVERDING, E. Glomeromycota: three new genera and glomoid species reorganized. **Mycotaxon**, v. 116, p. 75-120, 2011.

PEREIRA, T. T. C.; SCHAEFER, C. E. G. R.; KER, J. C.; ALMEIDA, C. C.; ALMEIDA, I. C. C.; PEREIRA, A. B. Genesis, mineralogy and ecological significance of ornithogenic soils from a semi-desert polar landscape at Hope Bay, Antarctic Peninsula. **Elsevier**, v. 209, n. 210, p.98-109, 2013.

PHILLIPS, J. M.; HAYMAN, D. S. Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. **Trans. Br. Mycol. Soc.**, v. 55, p. 158-161, 1970.

REDECKER, D. A.; SCHÜSSLER, H. STOCKINGER, S.; STÜRMER J.; MORTON C.; W. An evidence-based consensus for the classification of arbuscular mycorrhizal fungi (*Glomeromycota*). **Mycorrhiza**, p. 515-531, 2013.

SCHOFIELD, O.; DUCKLOW, H. W.; MARTINSON, D. G.; MEREDITH, M. P.; MOLINE, M. A. How do polar marine ecosystems respond to rapid climate change? **Science**, v. 328, p. 1520-1522, 2010.

SCHÜSSLER, A. Molecular phylogeny, taxonomy, and evolution of *Geosiphon pyriformis* and arbuscular mycorrhizal fungi. **Plant Soil**, v.244, p. 75-83, 2002.

SCHÜSSLER, A.; WALKER, C. **The *Glomeromycota*: a species list with new families**. Electronic copy, 2010. Available in <http://www.amf-phylogeny.com>. Access in: 05/ 10/2016.

SCHWENDEMANN, A. B.; TAYLOR, T. N.; TAYLOR, E. L.; KRINGS, B. M.; DOTZLER, B. N. Combresomyces cornifer from the Triassic of Antarctica: Evolutionary stasis in the Peronosporomycetes. **Rev. Palaeobot. Palynol.**, v.154, p.1-5, 2009.

SIMÕES, J. C.; ARIGONY NETO, J.; BREMER, U. F. O uso de mapas antárticos em publicações. **Pesq.Antart. Brasil**, v. 4, p. 191-197, 2004.

Smith, S. E.; Read, D. J. **Mycorrhizal symbiosis**. Academic Press, London, p.787, 2008.

SMITH, V. R.; NEWTON, I. P. Vesicular-arbuscular mycorrhizas at a sub-antarctic island. **Soil. Biol. Biochem.**, v.18, n.5, p.547-549, 1986.

TINKER, P. B. H. **Effects of vesicular-arbuscular mycorrhizas on higher plants**. Symposia of the Society for Experimental Biology, v.29, p. 325-349, 1975.

TOKARSKI, A. K. Reoprt on geological investigations on King George Islands, South Shetland Islands in 1986. **Studia Geologica Polonica**, v. 93: p.123-130, 1987.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B.; CASE, C. L. **Microbiologia**. Artmed editora, Porto Alegre, RS, 6ª edição, 827 p, 2000.

UPSON, R.; NEWSHAM, K. K.; READ, D. J. Root-fungal associations of *Colobanthus quitensis* and *Deschampsia*

antarctica in the maritime and subAntarctic. **Arctic, Antarctic and Alpine Research**, v.40, p.592–599, 2008.

WILSON, G. W. T.; RICE, C. W.; RILLIG, M. C.; SPRINGER, A.; HARTNETT, D. C. Soil aggregation and carbon sequestration are tightly correlated with the abundance of arbuscular mycorrhizal fungi: results from long-term field experiments. **Ecology Letters**, v.12, p. 452–461, 2009.

ZUCHUAN LI, Z.; CASSAR, N.; HUANG, K.; DUCKLOW, H.; SCHOFIELD, O. Interannual variability in net community production at the Western Antarctic Peninsula region (1997–2014). **Journal of geophysical research: oceans**, v. 121, p. 4748-4762, 2016.

DIVERSITY OF ARBUSCULAR MYCORRHIZAL FUNGI ASSOCIATED WITH ROOTS OF *DESCHAMPSIA ANTARCTICA* DESV. IN THE BAY OF ADMIRALTY, KING GEORGE ISLAND, ANTARCTICA

ABSTRACT – Microorganisms live in the most diverse terrestrial habitats. Among the microorganisms, arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) are associated with plant roots and colonize more than 80% of terrestrial plant species. Studies on the occurrence of AMF in Antarctic Continent are scarce. The objective of this study was to evaluate the occurrence and diversity of AMF in roots and rhizospheric soil of *Deschampsia antarctica* Desv. collected near the research stations of Brazil (Antarctic Station Comandante Ferraz - EACF) and Poland (Arctowski), in Admiralty Bay, King George Island, South Shetland archipelago, Antarctica. They were collected samples of rhizospheric soil and roots of *Deschampsia antarctica* Desv. close to EACF and Arctowski Station. They were performed analyses of chemical characterization of the soil density and diversity of FMAs species and mycorrhizal colonization of the roots of *Deschampsia antarctica* Desv. We observed fifteen spores that were recovered from the area near EACF. No spores were found in the soil samples collected in the area near Arctowski Station. The mycorrhizal colonization of *D. Antarctica* roots was 40% for the samples collected in the area near EACF and 24% for the samples collected in the area near Arctowski Station. In total, two species of AMF were identified, being one species of the genus *Acaulospora* identify as *Acaulospora mellea* and one species of the genus *Glomus* classified as *Glomus sp1*. The diversity of AMF in the evaluated region is limited by the low temperature, low plant diversity and high levels of P and Al present in the soil.

KEYWORDS: Arbuscularmycorrhizalfungi, Antarctica, *D. antarctica*, biologicaldiversity.

CAPÍTULO 4

O IMPACTO DA DESTRUIÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA SOBRE O DESENVOLVIMENTO HUMANO NA BAHIA: PARTE I

Flora de Lima Assis

<http://lattes.cnpq.br/5896609914726491>

Universidade Federal da Bahia,
Salvador - BA

Ricardo Dobrovolski

<http://lattes.cnpq.br/7711175971556516>

Universidade Federal da Bahia,
Salvador - BA

Paloma Ponchet Borges

<http://lattes.cnpq.br/1593368262866898>

Universidade Federal da Bahia,
Salvador - BA

RESUMO - A ocupação e alteração da paisagem pela humanidade é um comportamento que tem sido realizado ao longo de todo seu processo de dispersão e crescimento populacional. Esta transformação da superfície terrestre está ligada à extração e capitalização dos recursos naturais com o objetivo de impulsionar o crescimento social e econômico das populações. Uma das crenças que surgiu ao longo do tempo é a de que empreendimentos agrícolas (principal tipos de ocupação do solo atualmente em todo o mundo) são investimentos que proporcionam ganho de qualidade de vida para as populações que habitam as regiões onde são instalados.

Nós testamos a hipótese de que existe uma relação entre quantidade de vegetação nativa remanescente e desenvolvimento humano na Bahia. Além disso, buscamos também investigar de que maneira se relacionam as variáveis econômicas (valor de produção, produtividade agrícola e PIB- Produto Interno Bruto da agricultura) e o uso do solo no estado. Para isso, classificamos os municípios baianos em 5 classes de acordo com a quantidade de vegetação remanescente em cada um, em seguida os comparamos com dados de IDH (índice de desenvolvimento humano), PIB (produto interno bruto), quantidade de cabeças de gado e valor de produção. Os principais resultados apontam que a destruição da vegetação nativa não tem relação com mudanças nos índices de qualidade de vida da população dos municípios baianos, mas ao mesmo tempo revelam um aumento do desmatamento na Caatinga e no Cerrado principalmente. O estudo é apresentado em três capítulos. Este capítulo reúne aspectos introdutórios e relacionados à metodologia adotada.

PALAVRAS-CHAVE: destruição da vegetação nativa, agricultura, desenvolvimento humano, serviços ecossistêmicos, Bahia.

1. INTRODUÇÃO

O alcance das mudanças causadas pelo homem na superfície da Terra é sem precedentes, mudanças estas que estão principalmente relacionadas com a alteração da superfície terrestre através de diferentes usos do solo (Lambin et al. 2001). Ainda que as práticas de uso do solo variem dependendo da região, seu propósito é geralmente o mesmo, a utilização de recursos naturais como o intuito de suprir necessidades humanas (Foley et al. 2005). Estas alterações da face terrestre causam impactos que se refletem principalmente na redução drástica da cobertura vegetal e da biodiversidade, mudanças climáticas locais e regionais, além da degradação do solo e alterações no equilíbrio hídrico (Houghton, Hackler & Lawrence 1999; Chase, Pielke, Kittel, Nemani & Runnig, 2000; Kalnay & Cai, 2003).

Dentre os diferentes processos socioeconômicos que levam ao uso do solo, a expansão da agricultura tem se revelado a maior força dominante. O crescimento da população e o aumento do consumo de carne fizeram com que a demanda mundial por produtos agrícolas crescesse dramaticamente, evidenciando a necessidade de expandir áreas agrícolas (Gibbs et al. 2010). Como consequência a agricultura passou a ocupar 38% da superfície terrestre, sendo o uso de terra mais comum do planeta (Ramankutty, Evan, Monfreda & Foley, 2008). Esta expansão das áreas agriculturáveis se tornou a principal pressão antrópica sobre os recursos naturais e ao fornecimento de serviços ecossistêmicos (Tilman et al. 2001; Green, Cornell, Scharlemann & Balmford, 2005). Hoje, a atividade agrícola se expande principalmente nos trópicos, onde se estima que 80% das novas áreas de cultivo estejam substituindo áreas de vegetação natural (Foley et al. 2011).

Em regiões tropicais o desenvolvimento tradicional geralmente segue o modelo de fronteira, onde as áreas de vegetação natural são rapidamente convertidas em áreas de produção visando ganhos econômicos imediatos (Becker, 2010). Se os ganhos obtidos através da utilização destes recursos não são reinvestidos localmente, mas exportados para outros lugares, o que se pode perceber é o surgimento de um padrão de boom-and-bust (ou ascensão-e-queda) (Rodrigues et al. 2009). Este padrão se caracteriza pelo rápido aumento dos índices de desenvolvimento humano, impulsionado pelos ganhos imediatos com a extração da cobertura vegetal (boom), seguido de uma queda a níveis semelhantes aos iniciais quando os recursos se exaurem (bust), o que priva as comunidades dos serviços ecossistêmicos antes fornecidos pelo ambiente (Rodrigues et al. 2009). Em contrapartida, comunidades que reaplicam seus recursos financeiros no bem estar local podem, com o passar do tempo, experimentar uma melhora nos índices de desenvolvimento humano. Este aumento na qualidade de vida pode levar as comunidades a tornarem-se mais conscientes e ativas no que diz respeito a regulações que promovem a conservação e consequentemente auxiliar no processo de transição florestal (quando o ambiente passa a ganhar habitat ao invés de perdê-lo) (Rudel et al. 2005). Uma alternativa ao modelo de fronteira é o modelo centrado em conservação, onde as comunidades usam o conhecimento e a tecnologia para fazer um uso mais equilibrado da paisagem e de seus recursos e onde o bem estar humano cresce como consequência do desenvolvimento de economias locais mais eficientes, resilientes e diversificadas (Nobre et al. 2016).

Algumas regiões do Brasil (como a Amazônia Legal) são consideradas exemplos do modelo de fronteira. No país a agricultura cobre um terço do território e está em contínuo crescimento (Sparovek, Berndes, Klug & Barreto, 2010). A grande procura do mercado internacional por algumas das principais commodities cultivadas no país – soja, algodão e milho- (além do aumento do consumo no mercado interno) tem motivado o aumento da produção e das áreas plantadas (MAPA, 2016). O avanço destas áreas de fronteira agrícola sobre os habitats naturais tem causado preocupação no âmbito da conservação, já que o Brasil é o país com a maior biodiversidade de fauna e flora do planeta, abrigando 20% de todas as espécies existentes, grande parte em seus seis biomas terrestres (MMA, 2016).

Ainda que a relação existente entre desenvolvimento econômico/social, bem-estar humano e a redução de habitat permaneça pouco compreendida (DeFries, Rudel, Uriarte & Hansen, 2010), alguns autores vêm se ocupando desta questão e procuram elucidar a natureza dessa relação. Para tanto, índices de bem-estar são utilizados como medidores de qualidade de vida e as respostas destes índices à redução dos recursos naturais são analisadas. Em estudos conduzidos na Amazônia, Rodrigues et al. (2009) e Celentano (2012), utilizaram dados pontuais do ano de 2000 e encontraram uma relação que segue um padrão de boom-and-bust. Da Silva, Prasad & Diniz-Filho (2017) e Caviglia-Harris, Sills, Bell, Harris, Mullan & Roberts (2016) analisaram a mesma relação ao longo do tempo, entre 1991 e 2010 e encontraram que os sinais de um padrão de boom-and-bust são fracos e por isso não podem ser generalizados. Por outro lado, Wheinhold, Reis & Vale (2015) não encontraram evidências desse padrão na região.

Assim como o Brasil, o estado da Bahia em especial também possui uma imensa diversidade de recursos naturais. Em seu território estão localizados três biomas: Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica. Além disso, o longo período de ocupação (a partir da primeira metade do século XVI) levou a uma variada evolução econômica fazendo com que cada região estabelecesse diferentes contextos de atividade financeira (SEI, 2006). Essa riqueza ambiental e de história socioeconômica, juntamente com o histórico de desmatamento e a contínua expansão da fronteira agrícola evidenciam a necessidade de entender como o vínculo entre estes elementos ocorre no estado.

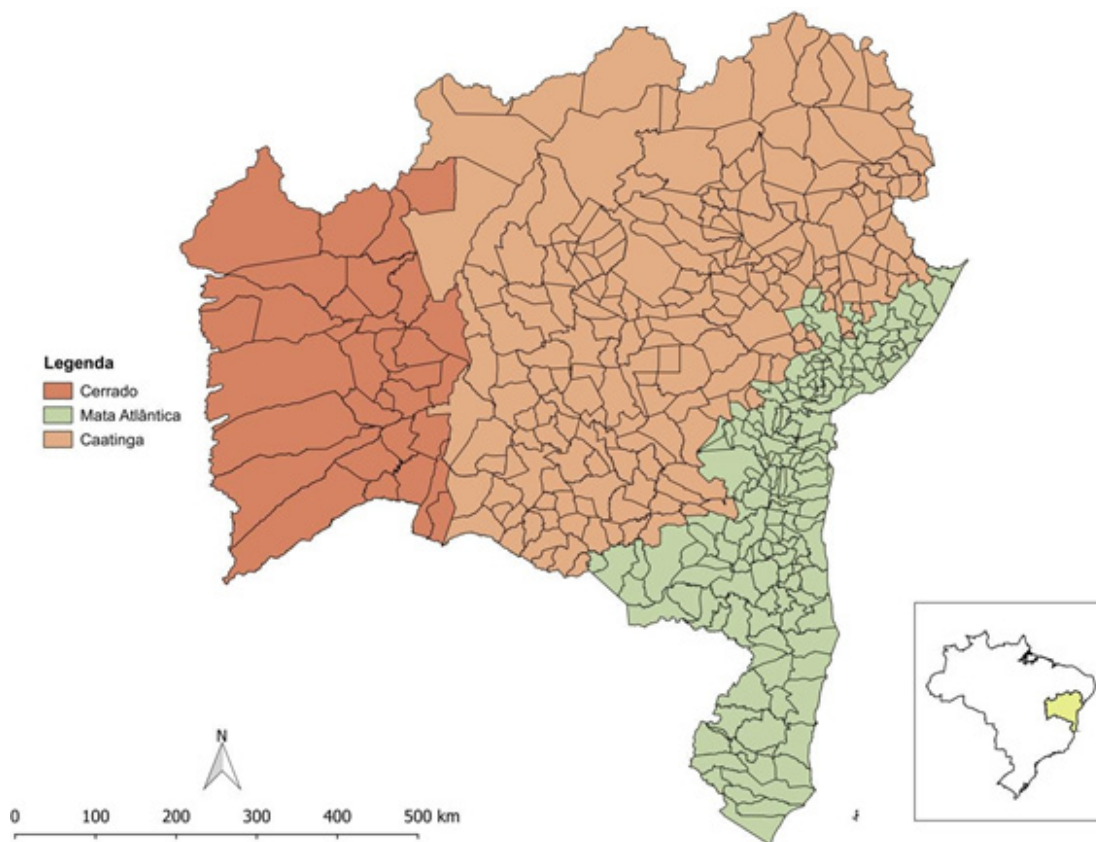
Os estudos descritos anteriormente foram realizados na tentativa de compreender a realidade dos municípios da Amazônia Legal. Por outro lado o relacionamento entre desmatamento e desenvolvimento humano na Bahia permanece desconhecido. Tendo em vista a lacuna de conhecimento que existe sobre as relações entre fatores socioeconômicos e quantidade de habitat natural e sabendo que as projeções de ampliação do agronegócio também se refletem no estado, nosso objetivo é testar a hipótese de que a qualidade de vida é influenciada pela quantidade de vegetação natural remanescente nos 417 municípios da Bahia. Ademais, buscamos também investigar como as variáveis econômicas (valor de produção, produtividade agrícola e PIB da agricultura) se relacionam com o uso do solo no estado.

2. METODOLOGIA

2.1. Área de Estudo

O estado da Bahia possui 564.732,642 km² de extensão territorial divididos em 417 limites municipais (Fig1), onde vivem aproximadamente 15,04 milhões de pessoas. O estado tem um histórico de ocupação e desenvolvimento econômico variado e complexo, que perpassa da agricultura de pequena escala e as grandes plantações de açúcar e fumo no período colonial, até a agricultura de larga escala (mais expressivamente na região oeste), a exploração mineral e a expansão da indústria e serviços que se iniciaram nas décadas de 1950-1960 até os dias atuais (Almeida, 2010; Santos & Oliveira, 1988). Acerca da atividade agrícola especificamente, os principais produtos de exportação - soja, milho e algodão, apresentam projeções de crescimento de área plantada e produção para os próximos anos no Brasil e na Bahia (MAPA, 2016), o que aumenta a preocupação com a conservação dos biomas encontrados nos limites estaduais (Cerrado, Mata Atlântica e Caatinga), que já apresentam alto grau de degradação (Fig.1). Os dois primeiros estão listados como “hotspots” prioritários para conservação, devido a sua concentração de espécies endêmicas (Myers, Mittermeier, Mittermeier, Fonseca & Kent, 2000), enquanto o outro é um bioma exclusivamente brasileiro.

Fig. 1- Mapa da área de estudo. Biomas e municipalidades no estado da Bahia. Cores representam a localização dos biomas dentro do estado. Linhas pretas representam os limites dos 417 municípios.



O Cerrado se caracteriza principalmente pela junção de ecossistemas (savanas, matas, campos e matas de galeria) que ocorrem na porção central do Brasil (Ribeiro, Sano & da Silva, 1981). Possui uma vegetação com diferentes formas estruturais, variando de herbácea, gramínea e arbustiva até floresta. O clima tem duas estações bem definidas com períodos chuvosos ou secos (Arantes, Ferreira & Coe, 2016). Nos anos 70 o governo brasileiro, após conduzir estudos que evidenciaram o potencial agrícola do cerrado, passou a investir na expansão das áreas agrícolas com o objetivo de aumentar sua produtividade (Arantes et al. 2016). A melhoria da infraestrutura e a chegada de novas tecnologias de produção permitiram um boom na cultura da soja, do milho (Jepson, 2005) e das pastagens para a produção de carne (Vendrame, Brito, Guimarães, Martins & Becquer, 2010). O avanço de tais empreendimentos fez com que houvesse uma redução de 50% em sua área de cobertura vegetal original (Françoso et al. 2015), o que consequentemente fez com que o bioma fosse considerado uma das savanas tropicais mais ameaçadas do mundo (da Silva & Bates, 2002). O cerrado possui apenas 8.21% de sua área total protegida (MMA, 2015). O oeste da Bahia é a região que mais vem evoluindo no tocante ao uso antrópico do uso do solo no Cerrado, das 10 cidades com maiores valores de supressão da vegetação nativa no país no ano de 2010, 4 estavam localizadas na região (MMA, 2011). No estado restam aproximadamente 36% da cobertura vegetal original.

A Caatinga ocupa a região central do estado da Bahia. A vegetação é composta por um mosaico de arbustos juntamente com plantas de maior porte que formam florestas sazonalmente secas, resultado dos longos períodos sem precipitação. (Leal, da Silva, Tabarelli & Lacher Jr, 2005). As principais ameaças a caatinga são o consumo de lenha nativa para fins domésticos e industriais, o sobrepastejo, que está associado ao aparecimento de regiões desertificadas (Leal, Vicente & Tabarelli, 2003) e o avanço do sistema agropastoril. A caatinga já perdeu 46% de seu território original e somente 7.5% do restante encontra-se em áreas protegidas (MMA, 2015). Na Bahia restam apenas 16% da cobertura vegetal original e dos 5 municípios que mais sofreram com desmatamento entre 2009 e 2010, 3 estão no estado (MMA, 2011).

A Mata Atlântica é formada por um conjunto de formações florestais e ecossistemas associados como restingas, manguezais e campos de altitude e apresenta um clima tropical úmido (MMA, 2015). Localizado junto à costa, o bioma possui uma importante parcela da diversidade biológica do país, mas vem perdendo drasticamente a extensão original de sua cobertura vegetal (Franke, Rocha, Klein & Gomes, 2005) através de processos de urbanização, extração de madeira de lei e agricultura (Dean, 2000; Furtado, 1976). Estas atividades fizeram com que a cobertura vegetal original fosse reduzida aos 12.4% de vegetação remanescente existente hoje, sendo que na Bahia restam aproximadamente 30%.

2.2. Dados de uso do solo

Nós obtivemos as informações sobre uso do solo e quantidade de vegetação nativa

remanescente no mapa GlobCover para o ano de 2010 e no mapa CCI Land Cover para a faixa temporal de 1992 a 2015. (Disponíveis respectivamente em: http://due.esrin.esa.int/page_globcover.php e <http://maps.elie.ucl.ac.be/CCI/viewer/>).

Os dois são mapeamentos de cobertura do solo de alta definição produzidos pela Agência Espacial Europeia (ESA). Possuem uma resolução de 300x300m e categorizam a cobertura territorial adotando o Sistema de Classificação de Cobertura Territorial da Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO). Nós obtivemos a quantidade de vegetação nativa remanescente em cada município ao reclassificar as 23 categorias originais de uso do solo em duas categorias: vegetação nativa e uso antrópico. Posteriormente sobrepussemos este mapa com um mapa de limites municipais da Bahia (IBGE, 2016), calculando assim uma porcentagem final de remanescentes de vegetação e área antropizada para cada município.

Nós agrupamos os municípios em classes de acordo com a quantidade de vegetação remanescente em cada um deles: A=90%-60%; B=60%-45%; C=45%-30%; D=30%-15%, E=15%-0%, de maneira semelhante àquela realizada por Rodrigues et al (2009).

2.3. Dados socioeconômicos e de desenvolvimento humano

Nós coletamos informações sobre os 417 municípios do estado da Bahia e esses municípios foram classificados como sendo pertencentes a um dos biomas presentes no estado. A Caatinga apresentou 215 municípios, a Mata Atlântica apresenta 170 municípios e o Cerrado 32. Nós usamos o Índice de Desenvolvimento Humano-IDH como um indicador de bem-estar no nível municipal (Rodrigues et al. 2009; Celentano, 2012). O IDH varia de 0 a 1 (onde maiores valores representam maiores níveis de desenvolvimento humano) e combina três dimensões do desenvolvimento social e econômico: renda, educação e saúde. A renda é representada pela renda nacional bruta per capita, a educação é expressa pela média de anos de educação de jovens e adultos junto com a expectativa de escolaridade para crianças e a saúde é representada pela expectativa de vida ao nascer. Obtivemos os valores de IDH para os anos de 1991, 2000 e 2010 para os municípios da Bahia, junto ao Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento no Brasil- PNUD (<http://www.br.undp.org/>). Utilizamos nas análises tanto os índices separadamente, quanto sua mudança/variação (diferença entre o IDH final e inicial em dado período de tempo).

Retiramos informações sobre população, área territorial, PIB agrícola e o bioma onde estão inseridos cada um dos municípios do estado da Bahia do sítio IBGE-CIDADES(<http://www.cidades.ibge.gov.br/>). O chamado PIB agrícola representa a proporção da riqueza produzida pelo município decorrente do setor agrícola. Obtivemos dados referentes à quantidade de cabeças de gado, área plantada (soma das áreas plantadas de lavouras temporárias e lavouras permanentes) e valores atualizados de produção agrícola no relatório da Produção Agrícola Municipal-PAM no Sistema IBGE de Recuperação Automática- SIDRA (<https://sidra.ibge.gov.br>). Estes valores estão em séries temporais de 1990 até 2015. O cálculo do valor da produção agrícola é realizado a partir de uma lista pré-estabelecida de produtos (abacaxi, abacate

algodão, alho, amendoim, arroz, aveia, azeitona, batata doce, batata inglesa, banana, borracha, cacau, café, caqui, castanha-de-caju, chá-da-índia, coco-da-bahia, cana-de-açúcar, cebola, centeio, cevada, dendê, ervilha, erva-mate, figo, fava, feijão, fumo, goiaba, guaraná, girassol, juta, laranja, limão, linho, maçã, mamão, manga, maracujá, marmelo, malva, mamona, mandioca, melancia, melão, milho, noz, palmito, pera, pêssago, pimenta-do-reino rami, sisal, soja, sorgo, tangerina, tomate, trigo, tritcale, tungue, urucum e uva). Aqueles municípios que por alguma razão não fornecem dados para pelo menos um dos produtos listados não são contabilizados no censo.

2.4. Análise da relação entre remanescentes de vegetação, desenvolvimento humano e dados econômicos.

Uma vez que algumas variáveis analisadas não apresentaram variância homogênea (teste de Levene < 0.05) e desviaram significativamente da normalidade (teste de Shapiro-Wilk < 0.05), analisamos os dados a partir de testes não paramétricos. Assim, testamos a hipótese de que o IDH e a mudança do IDH (variáveis resposta) são influenciados pela quantidade de vegetação remanescente - variável preditora com 5 níveis (classes A-E). Testamos também a influência da vegetação sobre as seguintes variáveis econômicas (variáveis resposta): PIB agrícola, valor de produção agrícola, valor de produção/km², valor de produção/pessoa, quantidade de cabeças de gado, quantidade de cabeças de gado/km², quantidade de cabeças de gado/pessoa (valores do ano de 2010).

Realizamos um teste de Tukey (teste de comparação de médias) para comparar as classes entre si e verificar onde estavam as diferenças encontradas entre as classes.

Utilizamos regressões simples para analisar a relação entre taxa de desmatamento e mudanças no IDH entre os anos de 1991-2010 (Caviglia-Harris et al. 2016). Um padrão de boom-and-bust seria evidenciado por um coeficiente significativo e positivo para a relação

com taxa de desmatamento e significativo e negativo para o quadrado da taxa de desmatamento. Uma vez que não havia informação disponível para o desmatamento do ano de 1991, utilizamos o ano de 1992 como referência.

Realizamos todas as análises estatísticas e gráficos no software livre R (disponível em: <https://www.r-project.org/>), assumindo sempre um nível de significância de 5%. Mapas foram construídos utilizando o programa Quantum GIS (disponível em: <http://www.qgis.org/en/site/>).

THE IMPACT OF NATIVE VEGETATION DESTRUCTION ON HUMAN DEVELOPMENT IN BAHIA: PART I

ABSTRACT - Human beings modify the earth's surface in different ways to meet their needs. The main type of soil cover today is agriculture, which has continuously contributed to the reduction of areas of native vegetation. As a consequence, a common reality has been established in which the implementation of agricultural enterprises

leads to an improvement in the quality of life of the population. Thus, we could expect areas with greater human development to have less amount of remaining habitat. In view of the above, the question arises whether the deforestation action generates real gains to society, since the environmental loss is certain. We tested this relationship in the 417 municipalities of Bahia. For this, we classified the municipalities of Bahia in 5 classes according to the amount of vegetation remaining in each one, then we compare them with data of HDI (human development index), GDP, number of livestock and value of production. The results showed that there is no relation between the level of human development of the municipalities of Bahia and the amount of vegetation remaining in each one of them. In addition, we have seen an expansion of deforestation in the Caatinga and the Cerrado, mainly driven by the production of commodities such as corn, soybeans and cotton. These results show that it is necessary to review the common understanding that reduction of natural habitat for economic purposes generates development. This shift in vision is even more important when we realize that habitat destruction does not generate the expected welfare but also affects the ability of the environment to provide ecosystem services that are essential for quality of life.

KEYWORDS: destruction of native vegetation, agriculture, human development, ecosystem services

CAPÍTULO 5

O IMPACTO DA DESTRUIÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA SOBRE O DESENVOLVIMENTO HUMANO NA BAHIA: PARTE II

Flora de Lima Assis

<http://lattes.cnpq.br/5896609914726491>

Universidade Federal da Bahia, Salvador - BA

Ricardo Dobrovolski

<http://lattes.cnpq.br/7711175971556516>

Universidade Federal da Bahia, Salvador - BA

Paloma Ponchet Borges

<http://lattes.cnpq.br/1593368262866898>

Universidade Federal da Bahia, Salvador - BA

RESUMO - A ocupação e alteração da paisagem pela humanidade é um comportamento que tem sido realizado ao longo de todo seu processo de dispersão e crescimento populacional. Esta transformação da superfície terrestre está ligada à extração e capitalização dos recursos naturais com o objetivo de impulsionar o crescimento social e econômico das populações. Uma das crenças que surgiu ao longo do tempo é a de que empreendimentos agrícolas (principal tipos de ocupação do solo atualmente em todo o mundo) são investimentos que proporcionam ganho de qualidade de vida para as populações que habitam as regiões onde são instalados. Nós testamos a hipótese de que existe uma relação entre quantidade de vegetação nativa remanescente e desenvolvimento

humano na Bahia. Além disso, buscamos também investigar de que maneira se relacionam as variáveis econômicas (valor de produção, produtividade agrícola e PIB- Produto Interno Bruto da agricultura) e o uso do solo no estado. Para isso, classificamos os municípios baianos em 5 classes de acordo com a quantidade de vegetação remanescente em cada um, em seguida os comparamos com dados de IDH (índice de desenvolvimento humano), PIB (produto interno bruto), quantidade de cabeças de gado e valor de produção. Os principais resultados apontam que a destruição da vegetação nativa não tem relação com mudanças nos índices de qualidade de vida da população dos municípios baianos, mas ao mesmo tempo revelam um aumento do desmatamento na Caatinga e no Cerrado principalmente. O estudo é apresentado em três capítulos. Por este capítulo são apresentados os resultados obtidos.

PALAVRAS-CHAVE: destruição da vegetação nativa, agricultura, desenvolvimento humano, serviços ecossistêmicos

1. RESULTADOS

Encontramos que o IDH médio da Bahia e de cada um de seus municípios tem crescido acompanhando a melhoria

da média nacional no período analisado de 1991, 2000 e 2010. O índice do estado teve um crescimento de 70% nesses 20 anos, passando de um IDH de 0.386 para 0.660 (Figura 2). Os municípios que mais obtiveram crescimento durante o mesmo período foram aqueles abrangidos pelo bioma Cerrado, com uma diferença de 112% em relação ao ano inicial. Municípios da Caatinga tiveram um crescimento de 107% e da Mata Atlântica de 92% (Figura 2). Tanto em 1991 quanto em 2010 a média do IDH foi menor nos biomas do que em relação à média do estado (Tabela 1).

Fig 2 -Evolução do Índice de Desenvolvimento Humano - IDH entre os anos de 1991, 2000 e 2010, no Brasil, na Bahia e nos municípios dentro dos biomas Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica.

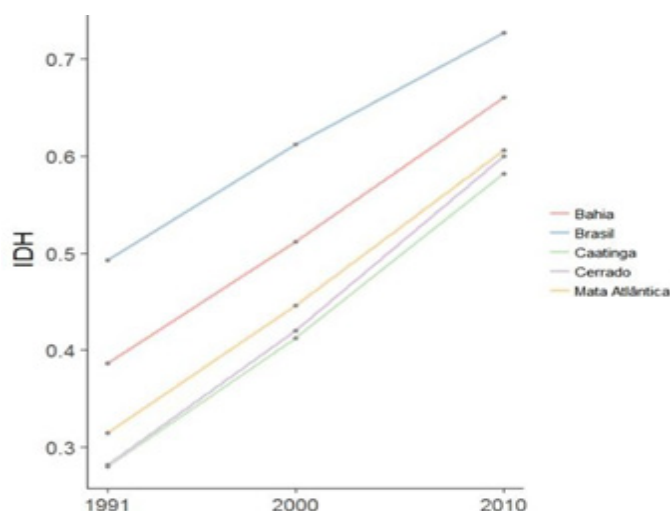


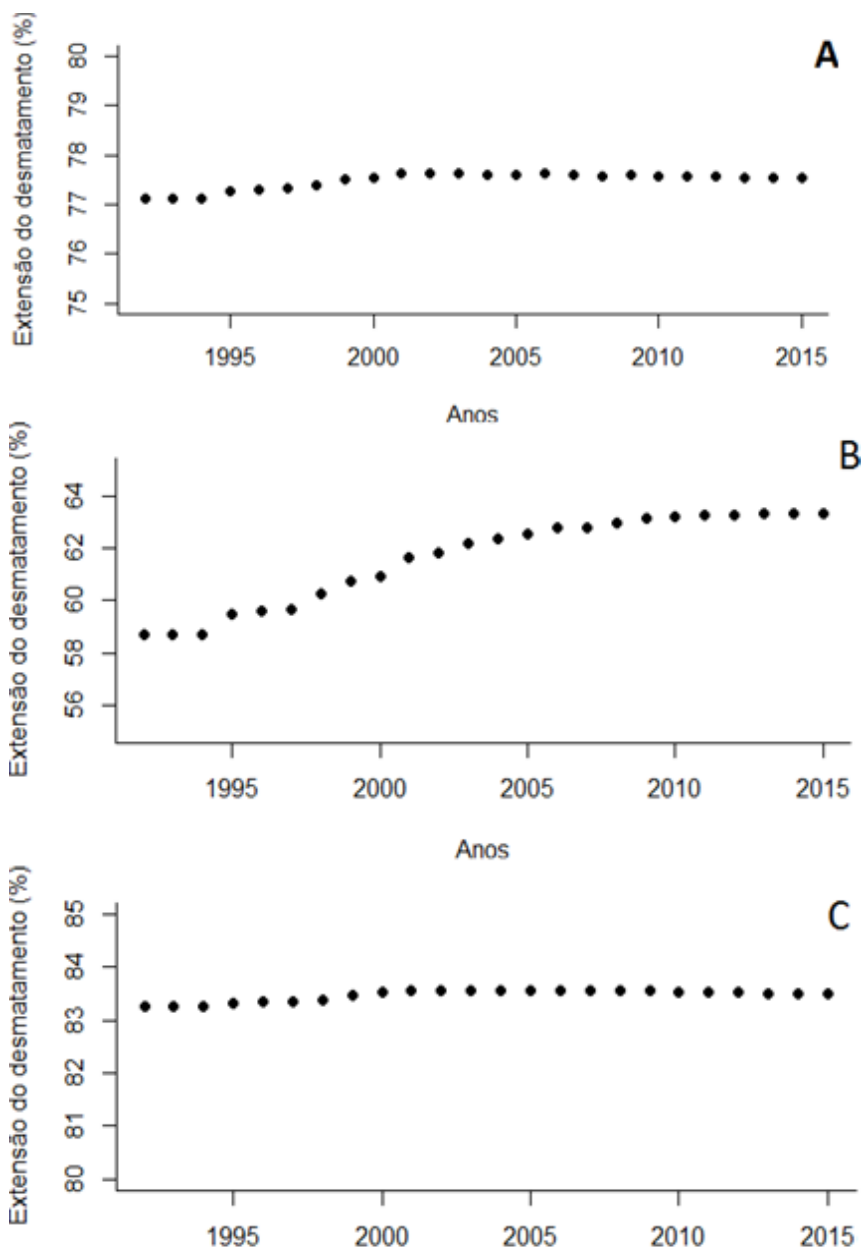
Tabela 1. Média, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) dos Índices de Desenvolvimento Humano (IDH) nos anos de 1991 (t0) e 2010 (t1) para os 417 municípios da Bahia e para cada um dos biomas.

	Média (t0)	DP(t0)	CV(t0)	Média (t1)	P(t1)	CV(t1)
Caatinga	0.280	0.05	0.19	0.582	0.03	0.05
Cerrado	0.282	0.04	0.16	0.600	0.03	0.06
Mata Atlântica	0.315	0.06	0.21	0.606	0.04	0.07
Bahia	0.386	0.11	0.28	0.660	0.07	0.11

A porcentagem de área desmatada nos municípios da Bahia variou menos de 1% ao longo do mesmo tempo. A área desmatada era de 77.12% em 1992 e em 2015 de aproximadamente 77.54%. A Mata Atlântica experimentou uma redução no desmatamento com uma porcentagem de aproximadamente 72% de área desmatada em 1992 e de 69% em 2015. Cerrado e Caatinga em contrapartida sofreram um aumento da área desmatada no mesmo período. A área

desmatada no Cerrado subiu de 58% para 63% em 2015, enquanto na Caatinga o aumento foi de menos de 1%, passando de 83.24% para 83.49% (Figura 3).

Fig 3. Evolução do desmatamento no estado da Bahia e nos biomas. Série temporal de 1992 até 2015. Bahia(A), Cerrado (B), Caatinga (C) e Mata Atlântica (D).



Houve um aumento no valor da produção agrícola ao longo dos anos. Na Bahia houve um acréscimo de R\$17.170.152.000,00 em 25 anos, o Cerrado participa com R\$8.359.422.000,00 deste valor, enquanto a Mata Atlântica participa com R\$4.528.510.000,00 e a Caatinga com R\$3.744.821.000,00 (Figura 4). O progresso do valor de produção está associado principalmente ao aumento da produção de commodities como soja, algodão e milho que tem crescido de

maneira expressiva, na Caatinga e no Cerrado principalmente (Tabela 2).

Tabela 2 Área ocupada em hectares pelas commodities soja, milho e algodão no estado da Bahia e nos biomas no ano de 1990, 2000, 2010 e 2015.

	Soja	Milho	Algodão
Bahia			
1990	360.015	418.477	188.029
2000	628.356	674.267	55.952
2010	1.017.250	809.537	270.895
2015	1.440.135	814.311	332.636
Cerrado			
1990	360.000	44.464	48.235
2000	628.356	174.750	39.982
2010	1.013.250	225.910	256.561
2015	1.435.658	299.391	327.961
Caatinga			
1990	15	288.001	138.939
2000	0	473.988	15.025
2010	4.000	528.217	14.034
2015	4.477	469.285	4.481
Mata Atlântica			
1990	0	34.557	3.709
2000	0	25.529	945
2010	0	55.410	300
2015	0	45.635	204

O IDH médio dos municípios baianos não variou ao longo do gradiente de quantidade de vegetação remanescente (Kruskal-Wallis= 2.366, gl=4; p = 0.795), revelando uma ausência de relação entre as duas variáveis (Figura 5). O mesmo ocorreu com os sub índices renda (Kruskal-wallis= 2.589, gl=4, p=0.9175), longevidade (Kruskal-Wallis= 1.750, gl=4; p = 0.882) e educação (Kruskal-Wallis=3.788, gl=4; p = 0.580) quando analisados separadamente. Estes resultados se repetiram tanto para o estado quanto para cada um dos biomas ($p>0.05$) (Figura 6).

Fig4. Evolução do valor da produção agropecuária (R\$1.000.000) no estado da Bahia e nos biomas. Série temporal de 1990 até 2015. Bahia(A), Cerrado (B), Caatinga (C) e Mata Atlântica (D)

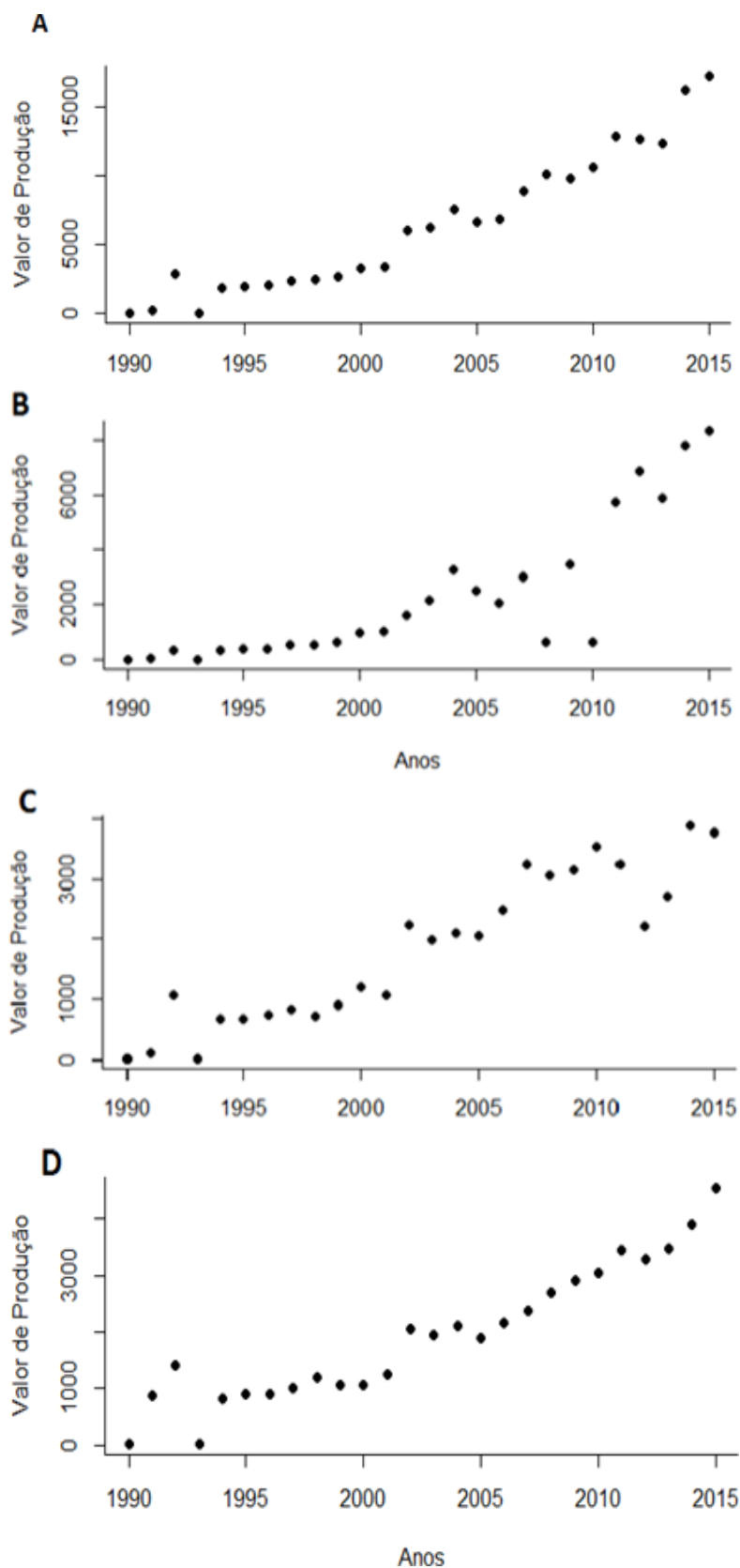


Fig 5. Variação do IDH e de seus sub índices nos municípios da Bahia ao longo de um gradiente de destruição de vegetação nativa. Círculos pretos representam os valores médios, barras representam os primeiros e quartos quartis.

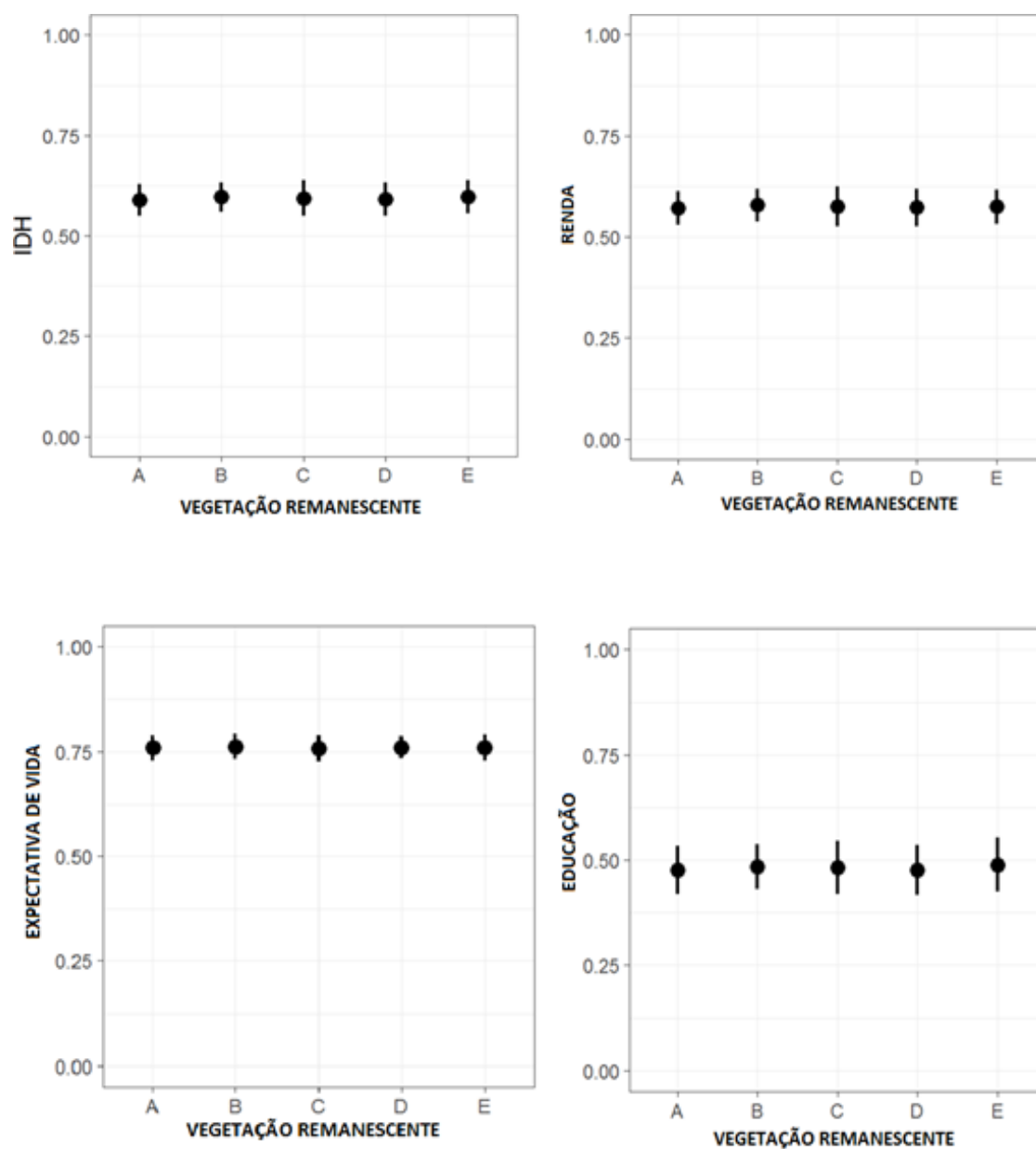


Fig 6. Variação do IDH na Caatinga ao longo de um gradiente de destruição de vegetação nativa. Círculos pretos representam os valores médios, barras representam os primeiros e quartos quartis

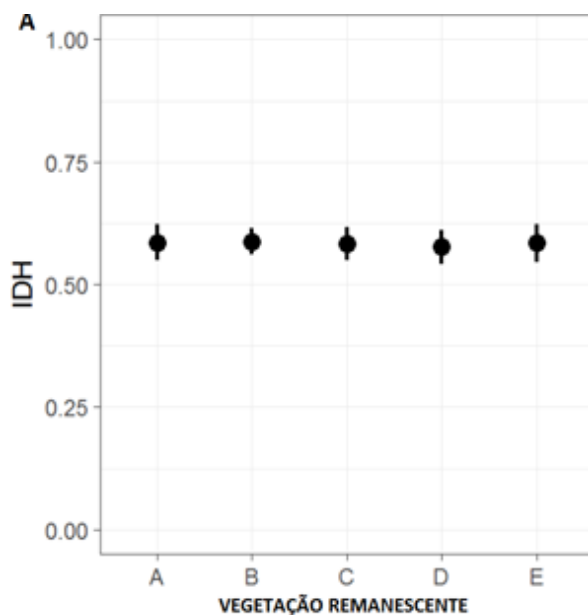


Fig. 7. Variação do IDH no Cerrado ao longo de um gradiente de destruição de vegetação nativa. Círculos pretos representam os valores médios, barras representam os primeiros e quartos quartis.

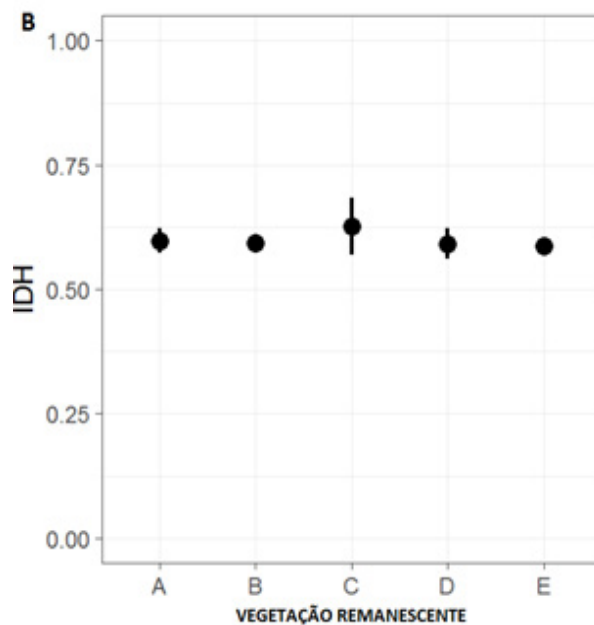
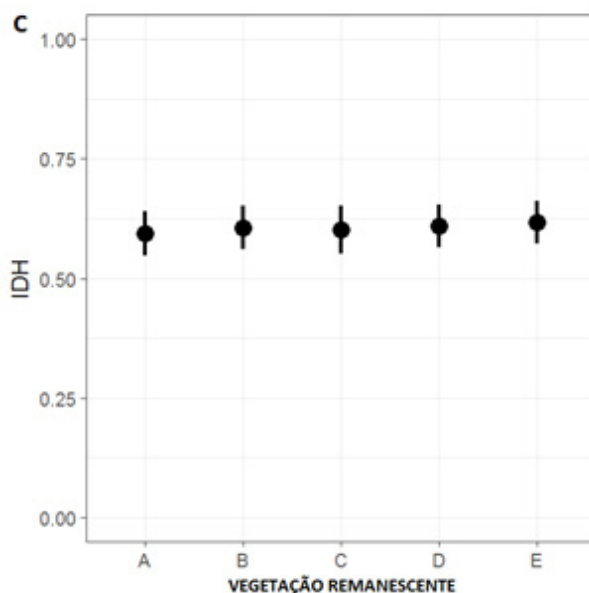


Fig 8. Variação do IDH na Mata Atlântica ao longo de um gradiente de destruição de vegetação nativa. Círculos pretos representam os valores médios, barras representam os primeiros e quartos quartis



A análise gráfica da relação entre quantidade de vegetação remanescente e mudanças no índice de desenvolvimento humano entre os anos de 1991 a 2010 suporta o encontrado nas análises anteriores. Ao longo dos anos o crescimento do IDH na Bahia não tem sido influenciado pela quantidade de vegetação remanescente ($P > 0.05$). Ademais, o crescimento deste IDH nos municípios tem se mantido acima da média nacional, com uma leve aproximação da média entre os anos de 1991 a 2000 (Figura 9). O mesmo é encontrado para os municípios dos biomas separadamente, tanto no que diz respeito a ausência de relação, quanto ao crescimento do IDH nos municípios se manter acima da média nacional com uma leve queda nos anos 1991-2000 (Figura 10).

Fig 9. Variação do crescimento do IDH nos municípios da Bahia ao longo de um gradiente de destruição de vegetação nativa. Círculos pretos representam os valores médios, barras representam os primeiros e quartos quartis, linha pontilhada horizontal representa a média nacional de crescimento.

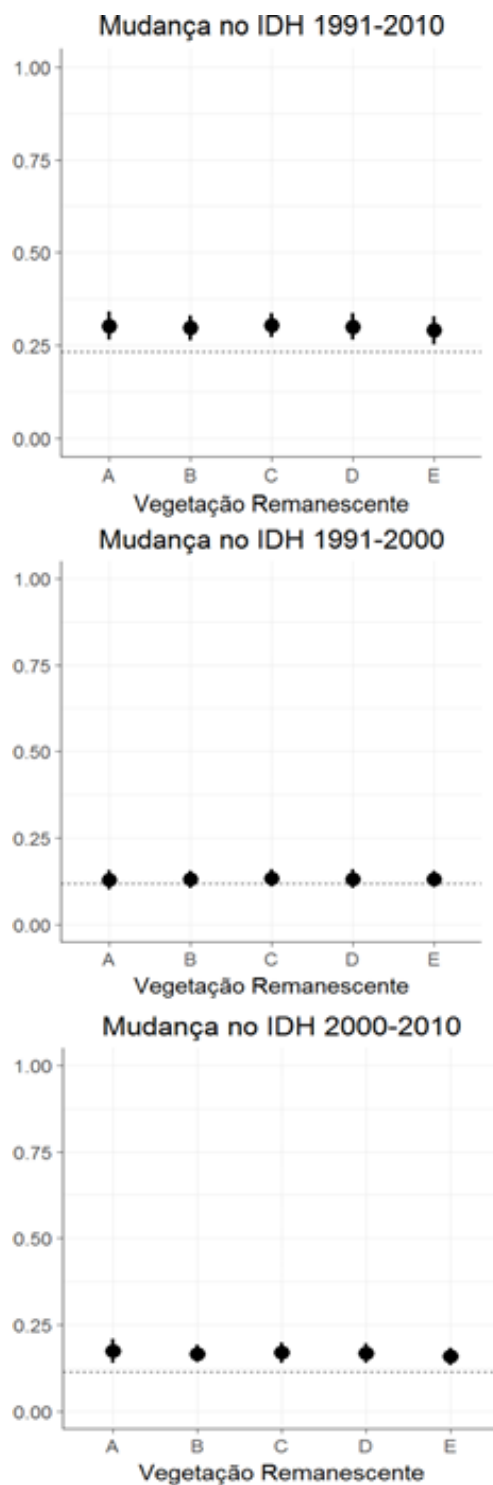


Fig 10. Variação do crescimento do IDH nos biomas ao longo de um gradiente de destruição de vegetação nativa. Círculos pretos representam os valores médios, barras representam os primeiros e quartos quartis, linha pontilhada horizontal representa a média nacional de crescimento. Cerrado (A), Caatinga (B) e Mata Atlântica (C).

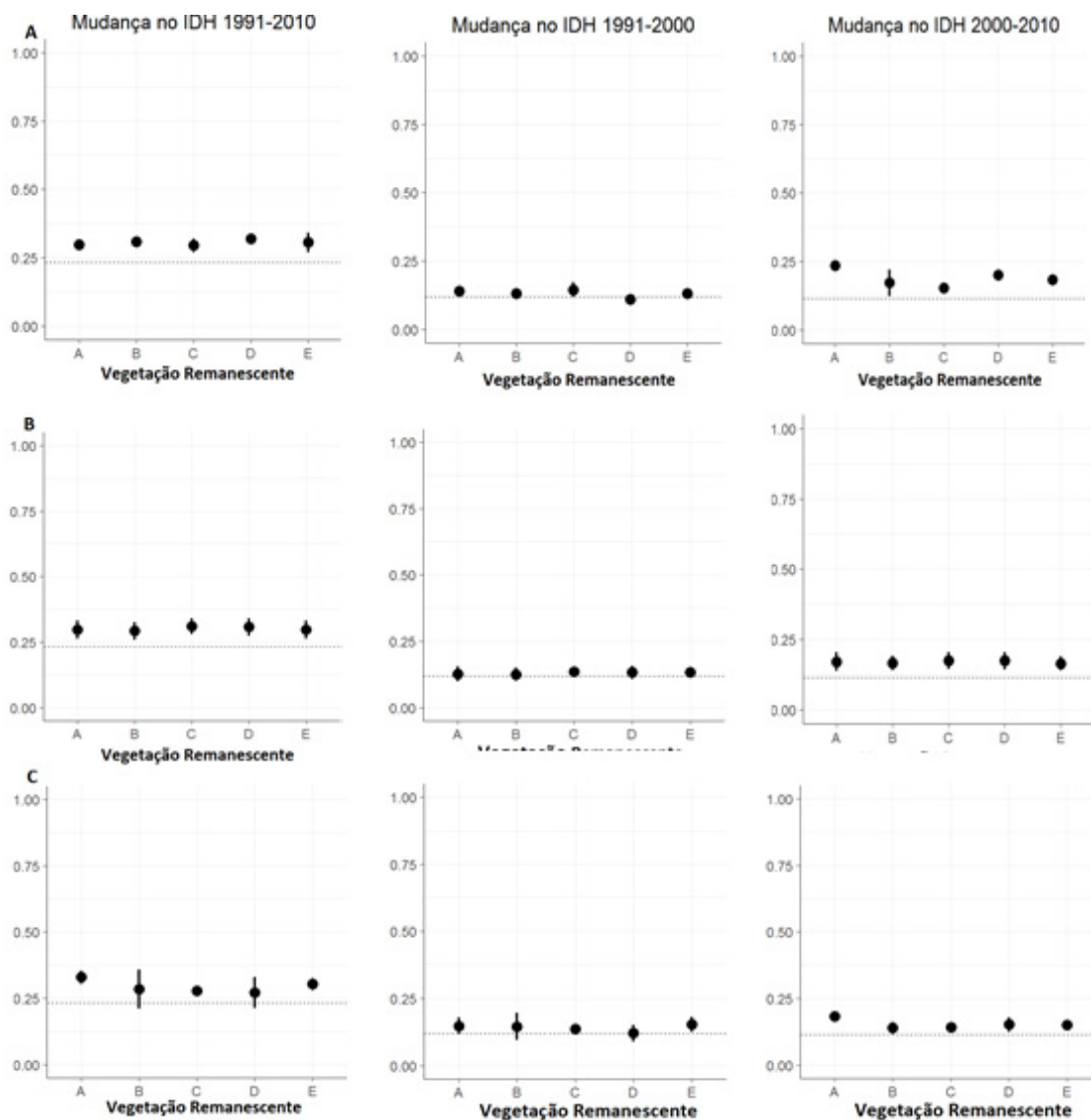


Fig 11. Variação do valor da produção nos municípios da Bahia ao longo de um gradiente de destruição da vegetação nativa. Círculos pretos representam os valores médios, barras representam primeiros e quartos quartis. Classes que não tem letras em comum (a,b) diferem significativamente (Teste de Tukey: $P>0.05$).

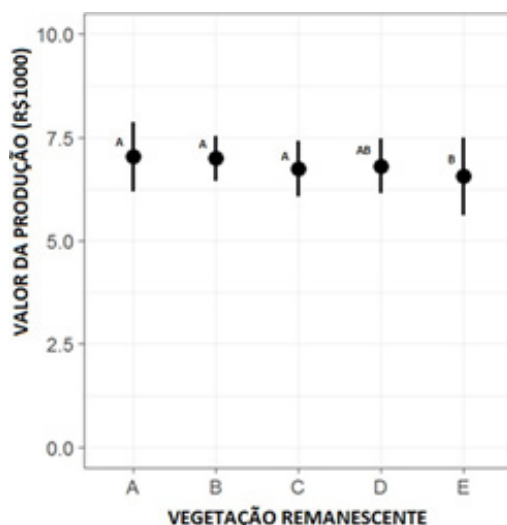
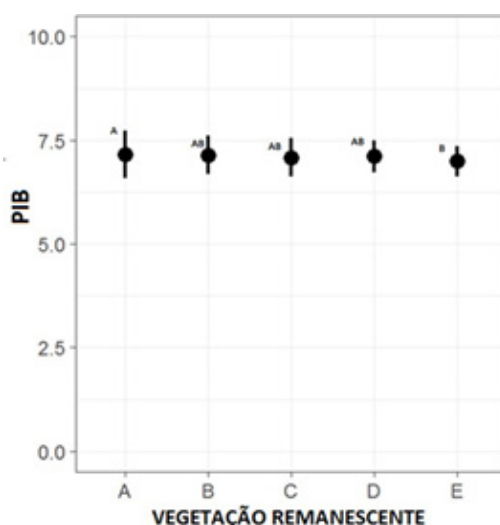
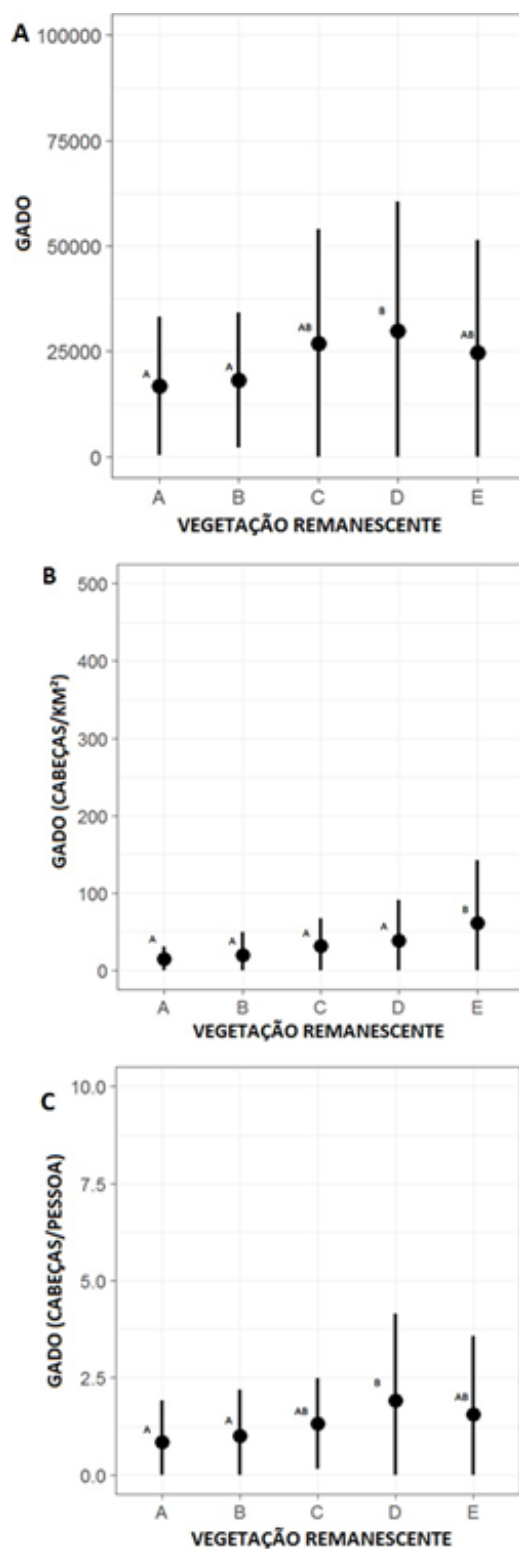


Fig.12 Variação do PIB agrícola dos municípios da Bahia ao longo de um gradiente de destruição da vegetação nativa. O PIB está em valores de log. Círculos pretos representam os valores médios, barras representam os primeiros e quartos quartis. Classes que não tem letras em comum (a, b) diferem significativamente (Teste de Tukey: $P>0.05$).



A quantidade de cabeças de gado e suas variáveis de produtividade (cabeças de gado/pessoa e cabeças de gado/km²) variaram ao longo do gradiente de destruição da vegetação nativa em todo o estado (Kruskal-Wallis= 12.616, gl=4, $p=0.0133$; Kruskal-Wallis= 21.99, gl=4, $p=0.0002$; Kruskal-Wallis= 73.71, gl=4, $p<0.01$ respectivamente) (Figura 11). O número médio de cabeças de gado nos municípios da classe D (15-30%) é maior do que nos demais. Contudo, nos municípios onde o desmatamento é mais avançado a média das cabeças de gado não é significativamente diferente daqueles em estágios iniciais de desflorestamento (Figura 11). O mesmo acontece com a quantidade de cabeças de gado por pessoa.

Fig.13 Variação da quantidade de cabeças de gado (A), cabeças de gado por Km² (B) e cabeças de gado por pessoa (C) dos municípios da Bahia ao longo de um gradiente de destruição da vegetação nativa. Círculos pretos representam os valores médios, barras representam os primeiros e quartos quartis. Classes que não tem letras em comum (a, b) diferem significativamente (Teste de Tukey: $P>0.05$).



A mesma variação ao longo de um gradiente de destruição da vegetação nativa ocorreu na Mata Atlântica, para a quantidade de cabeças de gado (Kruskal-Wallis = 20.722, $gl=4$, $p<0.01$) e para as variáveis de produtividade da pecuária gado por pessoa e gado por km^2 (Kruskal-Wallis= 12.533, $gl=4$, $p=0.0138$ e Kruskal-Wallis= 31.174, $gl=4$, $p<0.01$ respectivamente.). Na Caatinga a variação ocorreu com a quantidade de cabeças de gado (Kruskal-Wallis= 15.188, $gl=4$, $p=0.0043$), cabeças de gado por pessoa (Kruskal-Wallis= 14.469, $gl=4$, $p=0.0059$) e cabeças de gado por km^2 (Kruskal-Wallis= 54.357, $gl=4$, $p<0.01$). No Cerrado apenas a variável gado por km^2 sofreu variação (Kruskal-Wallis= 11.029, $gl=4$, $p= 0.0262$).

THE IMPACT OF NATIVE VEGETATION DESTRUCTION ON HUMAN DEVELOPMENT IN BAHIA: PART II

ABSTRACT - Human beings modify the earth's surface in different ways to meet their needs. The main type of soil cover today is agriculture, which has continuously contributed to the reduction of areas of native vegetation. As a consequence, a common reality has been established in which the implementation of agricultural enterprises leads to an improvement in the quality of life of the population. Thus, we could expect areas with greater human development to have less amount of remaining habitat. In view of the above, the question arises whether the deforestation action generates real gains to society, since the environmental loss is certain. We tested this relationship in the 417 municipalities of Bahia. For this, we classified the municipalities of Bahia in 5 classes according to the amount of vegetation remaining in each one, then we compare them with data of HDI (human development index), GDP, number of livestock and value of production. The results showed that there is no relation between the level of human development of the municipalities of Bahia and the amount of vegetation remaining in each one of them. In addition, we have seen an expansion of deforestation in the Caatinga and the Cerrado, mainly driven by the production of commodities such as corn, soybeans and cotton. These results show that it is necessary to review the common understanding that reduction of natural habitat for economic purposes generates development. This shift in vision is even more important when we realize that habitat destruction does not generate the expected welfare but also affects the ability of the environment to provide ecosystem services that are essential for quality of life.

KEYWORDS: destruction of native vegetation, agriculture, human development, ecosystem services

CAPÍTULO 6

O IMPACTO DA DESTRUIÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA SOBRE O DESENVOLVIMENTO HUMANO NA BAHIA: PARTE III

Flora de Lima Assis

<http://lattes.cnpq.br/5896609914726491>

Universidade Federal da Bahia,
Salvador - BA

Ricardo Dobrovolski

<http://lattes.cnpq.br/7711175971556516>

Universidade Federal da Bahia,
Salvador - BA

Paloma Ponchet Borges

<http://lattes.cnpq.br/1593368262866898>

Universidade Federal da Bahia,
Salvador - BA

RESUMO - A ocupação e alteração da paisagem pela humanidade é um comportamento que tem sido realizado ao longo de todo seu processo de dispersão e crescimento populacional. Esta transformação da superfície terrestre está ligada à extração e capitalização dos recursos naturais com o objetivo de impulsionar o crescimento social e econômico das populações. Uma das crenças que surgiu ao longo do tempo é a de que empreendimentos agrícolas (principal tipos de ocupação do solo atualmente em todo o mundo) são investimentos que proporcionam ganho de qualidade de vida para as populações que habitam as regiões onde são instalados.

Nós testamos a hipótese de que existe uma relação entre quantidade de vegetação nativa remanescente e desenvolvimento humano na Bahia. Além disso, buscamos também investigar de que maneira se relacionam as variáveis econômicas (valor de produção, produtividade agrícola e PIB- Produto Interno Bruto da agricultura) e o uso do solo no estado. Para isso, classificamos os municípios baianos em 5 classes de acordo com a quantidade de vegetação remanescente em cada um, em seguida os comparamos com dados de IDH (índice de desenvolvimento humano), PIB (produto interno bruto), quantidade de cabeças de gado e valor de produção. Os principais resultados apontam que a destruição da vegetação nativa não tem relação com mudanças nos índices de qualidade de vida da população dos municípios baianos, mas ao mesmo tempo revelam um aumento do desmatamento na Caatinga e no Cerrado principalmente. O estudo é apresentado em três capítulos. Pelo presente capítulo são apresentadas as discussões e as conclusões do estudo.

PALAVRAS-CHAVE: destruição da vegetação nativa, agricultura, desenvolvimento humano, serviços ecossistêmicos, Bahia.

1. DISCUSSÃO

1.1 Relação desenvolvimento humano e destruição da vegetação nativa

O valor dos índices de desenvolvimento humano nos municípios da Bahia não está associado à quantidade de vegetação remanescente nestes municípios. Este resultado é diferente do encontrado em estudos anteriores na Amazônia Legal (Rodrigues et al. 2009; Celentano, 2012). A ausência de relação também foi encontrada entre a destruição da vegetação natural e cada um dos subíndices que compõe o IDH (renda, longevidade e educação), tanto no nível estadual quanto entre os biomas. O mesmo pode ser concluído a partir das análises feitas com a variação do IDH ao longo do período entre 1991 e 2010. Assim, entendemos que no estado da Bahia a destruição da vegetação natural não tem se convertido em melhorias no desenvolvimento humano e no bem estar da população.

De maneira geral a cobertura vegetal tem sido constantemente reduzida visando disponibilizar áreas para agricultura e assim atender as demandas globais por comida, produtos florestais e biocombustíveis (Gibbs et al. 2010; Nelson et al. 2010). Porém, os benefícios derivados da agricultura e de seus produtos são gerados às expensas do ambiente, já que alterações na cobertura e no uso do solo afetam diretamente a estrutura dos ecossistemas e sua capacidade de fornecer serviços ecossistêmicos às populações humanas (Carrasco, Webb, Symes, Koh & Sodhi, 2017; Quintas-Soriano, Castro, Castro & García- Llorente, 2016).

Sistemas agrícolas são capazes de prover e consumir importantes serviços ecossistêmicos (Power, 2010), definidos como: as condições e processos através dos quais os ecossistemas naturais (e as espécies que o compõe) sustentam a vida humana e lhe garantem bem estar (Zhang, Ricketts, Kremen, Craney & Swinton, 2007). O manejo do solo em áreas agrícolas tem como objetivo principal otimizar a produção de serviços ecossistêmicos tais como o fornecimento de alimento, fibra e biocombustíveis (Vitousek, Ehrlich, Ehrlich & Matson, 1986; DeFries, Foley & Asner 2004). Ao mesmo tempo, a agricultura depende fortemente de serviços como biodiversidade genética, fertilidade do solo, polinização e ciclagem de nutrientes para manter sua produtividade, os mesmos que são lesados com a perda de habitat provocada pelo avanço da fronteira (Foley et al. 2005). As populações humanas também se beneficiam diretamente de ambientes naturais bem conservados (Balmford et al. 2002) (de maneiras que não podem ser contabilizadas) através da provisão de habitat para espécies de animais e plantas (sustentando a biodiversidade), do sequestro eficiente de carbono, ciclagem de nutrientes, regulação climática, conservação do ciclo hídrico a regulação vetores de doenças, e a composição da paisagem (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Sendo assim, ademais de não provocar as mudanças esperadas nos índices de desenvolvimento humano, a destruição da vegetação nativa prejudica o fornecimento de serviços ecossistêmicos importantes não somente para a manutenção da própria atividade agrícola, mas também para o bem estar das populações.

1.2 Relação uso do solo e variáveis econômicas

Encontramos que o valor médio da produção e do PIB agrícola nos municípios que se encontram na classe de fronteira mais avançada (onde o desmatamento é mais extenso) é significativamente menor do que aqueles municípios de regiões de fronteira iniciais. Este comportamento pode significar uma baixa ocupação por plantio das terras já antropizadas nestes municípios, já que a extensão de área disponível não se converteu em ganhos financeiros na produção; ou que os produtos cultivados nestes municípios geram menos rendimentos ainda que ocupem grandes espaços (Foley et al. 2011). Dos 90 municípios que se encontram na classe E, a grande maioria está na caatinga (50) e na Mata atlântica (34), não estando incluídos os municípios com maiores valores de produção destes biomas, onde há aporte de capital, tecnologia e pessoal qualificado. Tendo em vista que nos demais municípios da Caatinga largas áreas (onde os solos eram mais produtivos), foram transformadas em pasto e agricultura nos últimos 500 anos (Leal et al. 2005) e que a cada ano se agrava o empobrecimento e desertificação do solo devido a degradação da vegetação por caprinos e bovinos (Leal et al. 2003), é possível que o plantio tenha retornos financeiros menores, consequentemente influenciando no valor da produção e no PIB agrícola final. No que diz respeito à Mata Atlântica os municípios que pertencem a essa classe não estão entre os maiores produtores agrícolas do bioma, mas sim envolvidos com atividades econômicas como turismo e prestação de serviços, o que explicaria o menor valor de produção e PIB agrícola médio.

Rodrigues et al. (2009) encontrou um padrão de boom-and-bust observando a relação entre quantidade de cabeças de gado e extensão da destruição da vegetação nativa. Na Bahia este padrão não se revelou nas análises da mesma variável, mas o que pudemos perceber é que tanto a quantidade de cabeças de gado, quanto sua variável de produtividade cabeças de gado por pessoa alcança seu valor médio máximo em municípios que possuem entre 15-30

% de vegetação remanescente. Nesta classe estão localizados 3 municípios dos 6 maiores produtores de gado do estado (dois no Cerrado e um na Mata Atlântica). O fato de haver mais gado em uma região com alto nível de degradação é esperado já que a pecuária é uma atividade que comumente ocupa grandes áreas (Souza, Xavier, Rican, Matos & Barcellos, 2015). Em municípios com 0-15% de vegetação remanescente, porém, o valor médio destas variáveis volta a não ser significativamente diferente das classes iniciais de fronteira. Este segundo resultado pode refletir a degradação causada pela pecuária de larga escala e a consequente perda da qualidade do solo (Muller, Guimarães, Desjardins & Mitja, 2004) que causa perda de produtividade das pastagens e dificulta a manutenção da atividade. A maior quantidade de cabeças de gado por km² nos municípios de maior desmatamento é resultado da menor extensão territorial dos municípios incluídos nesta classe.

De maneira geral o desmatamento no estado aumentou entre os anos de 1992 a 2015, reflexo da redução das áreas naturais da Caatinga e principalmente do Cerrado. A Mata Atlântica foi o único bioma onde a taxa de desmatamento foi negativa para o mesmo período e onde houve redução da área desmatada, resultado de esforços legais e iniciativas público-

privadas para incentivar a pesquisa e a conservação na região. Nos biomas mais afetados pelo desmatamento estão centradas a produção de soja, milho e algodão, que avançaram muito em área plantada nas últimas décadas e são as mesmas commodities que segundo o Ministério da Agricultura, Pesca e Abastecimento - MAPA (2016) apresentam projeção de crescimento de área plantada e de produção, seguindo assim as tendências mundiais de crescimento para este setor (Monfreda, Ramankutty & Foley 2008).

Cerca de 50 % das paisagens naturais do cerrado já foram convertidas em agricultura e áreas de pastagem (Garcia, Ferreira & Leite, 2011) e com o aumento da demanda por comida nos próximos anos a expansão das plantações e a intensificação da criação de gado na região é muito provável (Klink & Machado, 2005). Ao mesmo tempo o cerrado é responsável por abrigar 30% da biodiversidade brasileira (Françoso et al. 2015), sendo considerado a savana tropical mais rica do mundo (Myers et al. 2000); entretanto a proteção que recebe é muito menor do que outros biomas brasileiros (Bar et al. 2011). Da mesma maneira, a vegetação natural da Caatinga sofre grande pressão pela demanda por biomassa energética na região semiárida (Ndagijimana, Pareyn, & Riegelhaupt, 2015) e é grande a lacuna de conhecimento sobre sua capacidade de recuperação a estas ações antrópicas.

Nossos resultados mostram que o IDH não tem relação com a quantidade de vegetação remanescente na Bahia. Sendo assim, o desafio que enfrentamos no estado é como garantir que o desenvolvimento se traduza em ganhos na qualidade de vida da população ao mesmo tempo em que evitamos a exaustão dos recursos naturais e dos serviços que eles nos garantem. Até então, os esforços no meio agrícola tem focado no aumento da produção em detrimento dos recursos naturais. De mesma maneira as estratégias de conservação não tem levado em consideração a produção de alimentos (Foley et al. 2011). Porém, para atingir a sustentabilidade ambiental e a segurança alimentar é preciso modificar os sistemas agrícolas para que consigam abordar ambos os problemas.

Primeiramente é preciso parar a expansão da agricultura e para isso algumas atitudes podem ser tomadas: melhorar o rendimento da produção em terras de cultivos preexistentes através da intensificação da agricultura (quando há o manejo de áreas previamente utilizadas para que sejam mais produtivas) (Foley et al. 2005), adotar incentivos governamentais ecologicamente amigáveis que gerem benefícios econômicos em proteger a vegetação natural, (Foley et al. 2011), melhorar a distribuição de alimento através de mudanças na dieta e na infraestrutura ocasionando assim redução do desperdício, viabilizar reflorestamento em paisagens degradadas (Chazdon, 2008), prevenir futuros desmatamentos (através do estabelecimento de áreas protegidas e *land sparing*) (Phalan, Onial, Balmford & Green, 2011), além de investir e incentivar meios de subsistência que façam usos mais sustentáveis dos recursos disponíveis. Estas atitudes podem auxiliar no desafio de balancear desenvolvimento socioeconômico e sustentabilidade ambiental.

2. CONCLUSÕES

A taxa de desmatamento no estado da Bahia tem sido positiva ao longo dos anos, reflexo da expansão da porcentagem de área total desmatada na Caatinga e no Cerrado . Estatendência tem se mostrado mais relevante nos municípios do bioma Cerrado, onde estão concentradas as maiores taxas de desmatamento e também um alto valor de participação na produção agrícola do estado, alavancadas especialmente pela produção de commodities. Esta perda de vegetação natural, ademais de não ocasionar ganho de qualidade de vida (IDH) para a população do estado da Bahia, se reflete na perda de importantes serviços ecossistêmicos importantes não só para o bem-estar da comunidade, mas também para a manutenção da própria atividade agrícola.

Encontrar o equilíbrio entre desenvolvimento econômico e a conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos associados é um desafio para a sociedade. Entender de que maneira estes fatores se relacionam em nosso estado é um primeiro passo na busca por promover maneiras mais sustentáveis de uso do solo e por novas alternativas à agricultura convencional, com o objetivo de garantir a prosperidade econômica e o mercado, mas também o fornecimento de serviços ecossistêmicos, a conservação da biodiversidade e o bem estar humano.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA R. (2010) **Traços da história econômica da Bahia no último século e meio.** *RDE-Revista de Desenvolvimento Econômico* 11(19)
- ARANTES A. E., FERREIRA L. G. & COE M. T. (2016). **The seasonal carbon and water balances of the Cerrado environment of Brazil: Past, present, and future influences of land cover and land use.** *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 117. 66-78.
- BALMFORD A., BRUNER A., COOPER P., COSTANZA R., FARBER S., GREEN R.E.TURNER K.(2002). **Economic Reasons for Conserving Wild Nature.** *Science*.297(5583). 950-953.
- BARR, L. M., PRESSEY R.L., FULLER R. A., SEGAN D. B., MCDONALD-MADDEN E. & POSSINGHAM H. P.(2011). **A new way to measure the world's protected area coverage.** *PLoS One* 6(9). e24707.
- BECKER BERTHA K.. (2010) .**Revisão das políticas de ocupação da Amazônia: é possível identificar modelos para projetar cenários?.** *Parcerias estratégicas*. 6(12). 135-159.
- CARRASCO L. R., WEBB E. L., SYMES W. S., KOH L.P & SODHI N.S. (2017). **Global economic trade-offs between wild nature and tropical agriculture."** *PLoS Biology*. 15 (7).
- CAVIGLIA-HARRIS J., SILLS E., BELL A., HARRIS D., MULLAN K. & ROBERTS D. (2016). **Busting the Boom–Bust Pattern of Development in the Brazilian Amazon.** *World Development* 79. 82-96.
- CELENTANO D. (2012). **Welfare outcomes and the advance of the deforestation frontier in the Brazilian Amazon.** *World Development* 40(4).850-864.

- CHASE T. N., PIELKE SR. R. A., KITTEL T. G. F., NEMANI R. R. & RUNNING S. W. (2000) **Simulated impacts of historical land cover changes on global climate in northern winter.** *Climate Dynamics* 16(2-3). 93-105.
- CHAZDON R. L. (2008). **Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands.** *Science* 320 (5882).1458-1460.
- DA SILVA J. M. C. & BATES J. M.(2002). **Biogeographic Patterns and Conservation in the South American Cerrado: A Tropical Savanna Hotspot: The Cerrado, which includes both forest and savanna habitats, is the second largest South American biome, and among the most threatened on the continent.** *AIBS Bulletin* 52(3). 225-234.
- DA SILVA J. M. C., PRASAD S. & DINIZ-FILHO J. A. F. (2017). **The impact of deforestation, urbanization, public investments, and agriculture on human welfare in the Brazilian Amazonia.** *Land Use Policy.* 65.135-142.
- DEAN W. (2000) **“A ferro e fogo- a historia da destruição da mata atlântica brasileira”.** São Paulo. Companhia das Letras.
- DEFRIES R. S., RUDEL T., URIARTE M. & HANSEN M. (2010). **Deforestation driven byurban population growth and agricultural trade in the twenty-first century.** *NatureGeoscience* 3(3).178-181.
- DEFRIES, R. S., FOLEY J. A. & ASNER G. P. (2004). **Land-use choices: Balancing human needs and ecosystem function.** *Frontiers in Ecology and the Environment* 2(5). 249- 257.
- FOLEY A. J, RAMANKUTTY N., BRAUMAN K. A., CASSIDY E. S., GERBER J. S, JOHNSTON M.ZAKS P. M. (2011). **Solutions for a cultivated planet.** *Nature.* 478(7369).337-342.
- FOLEY A. J., DEFRIES R., ASNER G. P., BARFORD C., BONAN G., CARPENTER S. R... SNYDER P. K. (2005). **Global consequences of land use.** *Science* 309 (5734). 570-574.
- FRANÇOSO R. D., BRANDÃO R, NOGUEIRA C., SALMONA Y. B., MACHADO R. B. & COLLI G.R. (2015). **Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado biodiversityhotspot.** *Natureza & Conservação* 13 (1). 35-40.
- FRANKE C. R., ROCHA P. L. B., KLEIN W. & GOMES S. L. (2005). **Mata Atlântica e biodiversidade.** Salvador. Edufba
- FURTADO C. (1976). **Formação econômica do Brasil.** São Paulo Companhia Editora Nacional.
- GARCIA F. N., FERREIRA L. G. & LEITE J. F.(2011) **Áreas Protegidas no Bioma Cerrado: fragmentos vegetacionais sob forte pressão.** *Anais XV Simpósio Brasileiro de SensoriamentoRemoto – SBSR*
- GIBBS H K., RUESCH A. S., ACHARD F., CLAYTON M. K., HOLMGREN P., RAMANKUTTY N. & FOLEY J. (2010). **Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s.** *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107(38). 16732-16737.
- GREEN R. E, CORNELL S. G., SCHARLEMANN J. P. W. & BALMFORD A. (2005). **Farming and the fate of wild nature.** *Science.* 307(5709).550-555.
- HOUGHTON R. A., HACKLER J. L. & LAWRENCE K. T. (1999) **The US carbon budget: contributions from land-use change.** *Science* 285(5427). 574-578.

IBGE- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Divisão Territorial do Brasil e Limites Territoriais**. Consultado em 07 de agosto de 2016

JEPSON W. (2005). **A disappearing biome? Reconsidering land-cover change in the Brazilian savanna**. *The Geographical Journal* 171(2). 99-111.

KALNAY E & CAI M. (2003). **Impact of urbanization and land-use change on climate**. *Nature* 423(6939).528-531.

KLINK C. A. & MACHADO R. B.(2005). **Conservation of the Brazilian cerrado**. *Conservation biology* 19(3). 707-713.

LAMBIN E. F, TURNER B. L, GEIST H. J., AGBOLA S. B., ANGELSEN A., BRUCE J. W... COOMELS O. T. (2001). **The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths**. *Global environmental change* 11(4). 261-269.

LEAL I. R., DA SILVA J. M. C., TABARELLI M. & LACHER JR T. E. (2005). **Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of northeastern Brazil**. *Conservation Biology* 19(3). 701-706.

LEAL I. R., VICENTE A. & TABARELLI M.(2003). **Herbivoria por caprinos na Caatinga da região de Xingó: uma análise preliminar**. *Ecologia e conservação da Caatinga*. Recife: Universitária da UFPE. 695-715.

MAPA- MINISTÉRIO DA AGRICULTURA PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (2016). **Projeções do Agronegócio**. Secretaria de Política Agrícola. Brasília

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. (2005) *Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis*, Published by World Resources Institute, Washington.

MMA- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (2016). **Biodiversidade** (<http://www.mma.gov.br/biodiversidade>)

MMA- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. (2015). **Biomass. Cerrado**(<http://www.mma.gov.br/biomass/cerrado>).

MMA- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. (2011). **Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite. Monitoramento do bioma cerrado**. Relatório técnico. Brasília

MMA- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. (2011). **Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite. Monitoramento do bioma caatinga**. Relatório técnico. Brasília

MMA- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. (2015). **Biomass. Caatinga** (<http://www.mma.gov.br/biomass/caatinga>).

MMA- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. (2015). **Biomass. Mata Atlântica**(<http://www.mma.gov.br/biomass/mata-atlantica>).

MONFREDA C., RAMANKUTTY N. & FOLEY J.A. (2008) **Farming the planet: 2. Geographic distribution of crop areas, yields, physiological types, and net primary production in the year 2000**. *Global biogeochemical cycles*. 22(1).

MÜLLER M. M. L., GUIMARÃES M.F., DESJARDINS T. & MITJA D. (2004). **The relationship between pasture**

degradation and soil properties in the Brazilian Amazon: a case study. *Agriculture, ecosystems & environment* 103(2). 279-288.

MYERS N., MITTERMEIER R. A., MITTERMEIER C. G., FONSECA G. A. & KENT J.(2000) **Biodiversity hotspots for conservation priorities.** *Nature*. 403 (6772). 853-858.

NDAGIJIMANA, C., PAREYN, F.G.C. & RIEGELHAUPT, E. (2015) **Land use and deforestation in the caatinga: a case study in the states of Paraíba and Ceará – Brazil.** *Estatística floresta da caatinga*. 2(2). 18-29.

NELSON E., SANDER H., HAWTHORNE P., CONTE M., ENNAANAY D., WOLNY S. POLASKY S.(2010). **Projecting global land-use change and its effect on ecosystem service provision and biodiversity with simple models.** *PloS one* 5.12. e14327.

NOBRE C. A., SAMPAIO G., BORMA L. S., CASTILLA-RUBIO J. C., SILVA J.S. & CARDOSO M.(2016) **Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm.** *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113(39).10759-10768.

PHALAN B., ONIAL M., BALMFORD A. & GREEN R. E. (2011). **Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared.** *Science*. 333 (6047). 1289-1291.

POWER A. G. (2010). **Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies.** *Philosophical transactions of the royal society B: biological sciences* 365(1554).2959-2971.

QUINTAS-SORIANO C., CASTRO A. J., CASTRO H & GARCIA-LLORENTE M. (2016). **Impacts of land use change on ecosystem services and implications for human well-being in Spanish drylands.** *Land Use Policy* 54. 534-548.

RAMANKUTTY N, EVAN A. T., MONFREDA C. & FOLEY J. A. (2008). **Farming the planet:1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000.** *Global Biogeochemical Cycles*. 22(1). 1944-9224.

RIBEIRO J. F., SANO S. M. & DA SILVA J. A. (1981). **Chave preliminar de identificação dos tipos fisionômicos da vegetação do Cerrado.** *XXXII Congresso Nacional de Botânica*, Teresina, Brasil.

RODRIGUES A. S. L., EWERS R. M., PARRY L., SOUZA C. JR., VERÍSSIMO A. & BALMFORD A. (2009). **Boom-and-bust development patterns across the Amazon deforestation frontier.** *Science* 324(5933).1435-1437.

RUDEL, T. K., COOMES O. T., MORAN E., ACHARD F., ANGELSEN A., XU J. & LAMBIN E.(2005). **Forest transitions: towards a global understanding of land use change.** *Global environmental change* 15(1).23-31.

SANTOS R. S. & OLIVEIRA J. C. (1988). **Notas preliminares sobre o padrão de intervenção do estado da Bahia (1955-80).** *Revista de Administração Pública*. Rio de Janeiro. 22. 52-74

SEI- SECRETARIA DE ESTUDOS ECONÔMICOS E SOCIAIS DA BAHIA. (2006) **Indicadores estatísticos-Bahia e regiões econômicas.**

(www.sei.ba.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&layout=edit&id=99&Itemid=188)

SOUZA P. F., XAVIER D. R., RICAN S., DE MATOS V. P. & BARCELLOS C.(2015) **The expansion of the economic**

frontier and the diffusion of violence in the Amazon. *International journal of environmental research and public health* 12(6). 5862- 5885.

SPAROVEK G., BERNDDES G., KLUG I. L. F. & BARRETO A. G. O. (2010) **Brazilian agriculture and environmental legislation: status and future challenges.** *Environ. Sci. Technol.* 44 (16). 6046-6053.

TILMAN D, FARGION J., WOLFF B., D'ANTONIO C., DOBSON A., HOWARTH R... SWACKHAMER D. (2001). **Forecasting agriculturally driven global environmental change.** *Science* 292(5515).281-284.

VENDRAME P. R. S., BRITO O. R., GUIMARÃES M. F., MARTINS E. S. & BECQUER T.(2010). **Fertility and acidity status of latossolos (oxisols) under pasture in the Brazilian Cerrado.** *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 82(4). 1085-1094.

VITOUSEK P. M., EHRLICH P. R., EHRLICH A. N. & MATSON P. A.(1986). **Human appropriation of the products of photosynthesis.** *BioScience* 36(6).368-373.

WEINHOL D., EUSTÁQUIO J. R. & PETTERSON M. V. (2015). **Boom-bust patterns in the Brazilian Amazon.** *Global Environmental Change.* 35. 391-399.

ZHANG W., RICKETTS T. H., KREMEN C., CRANEY K. & SWINTON S. M. (2007). **Ecosystemservices and dis-services to agriculture.** *Ecological economics* 64(2) .253-260.

THE IMPACT OF NATIVE VEGETATION DESTRUCTION ON HUMAN DEVELOPMENT IN BAHIA: PART III

ABSTRACT - Human beings modify the earth's surface in different ways to meet their needs. The main type of soil cover today is agriculture, which has continuously contributed to the reduction of areas of native vegetation. As a consequence, a common reality has been established in which the implementation of agricultural enterprises leads to an improvement in the quality of life of the population. Thus, we could expect areas with greater human development to have less amount of remaining habitat. In view of the above, the question arises whether the deforestation action generates real gains to society, since the environmental loss is certain. We tested this relationship in the 417 municipalities of Bahia. For this, we classified the municipalities of Bahia in 5 classes according to the amount of vegetation remaining in each one, then we compare them with data of HDI (human development index), GDP, number of livestock and value of production. The results showed that there is no relation between the level of human development of the municipalities of Bahia and the amount of vegetation remaining in each one of them. In addition, we have seen an expansion of deforestation in the Caatinga and the Cerrado, mainly driven by the production of commodities such as corn, soybeans and cotton. These results show that it is necessary to review the common understanding that reduction of natural habitat for economic purposes generates development. This shift in vision is even more important when we realize that habitat destruction does not generate the expected welfare but also affects the ability of the environment to provide ecosystem services that are essential for quality of life.

KEYWORDS: destruction of native vegetation, agriculture, human development, ecosystem services



RESTAURAÇÃO E SUSTENTABILIDADE

SEÇÃO 2

CAPÍTULO 7

EFEITOS DA APLICAÇÃO DE BIOSSÓLIDO E RESÍDUOS DE PODA NA REVEGETAÇÃO DE ÁREA DE EMPRÉSTIMO NO DISTRITO FEDERAL

Leonardo Pereira Fraga

<http://lattes.cnpq.br/4452128895926902>

Laboratório de Ecologia Vegetal,
Departamento de Ecologia, Instituto
de Ciências Biológicas, Universidade de
Brasília, Brasília - DF

Thauany Pires dos Santos

<http://lattes.cnpq.br/5710740041901540>

Laboratório de Ecologia Vegetal,
Departamento de Ecologia, Instituto
de Ciências Biológicas, Universidade de
Brasília, Brasília - DF

Isabel Belloni Schmidt

<http://lattes.cnpq.br/6983224355136153>

Departamento de Ecologia, Instituto
de Ciências Biológicas, Universidade de
Brasília, Brasília - DF

RESUMO—Em regiões urbanas e periurbanas, as áreas de empréstimo representam um exemplo comum de áreas degradadas. Nas cidades também são frequentes os problemas de destinação dos resíduos sólidos. O lodo de esgoto estabilizado (biossólido) e os resíduos da poda vegetal constituem um substrato promissor no desenvolvimento de espécies arbóreas em áreas degradadas. O presente trabalho

avaliou sobrevivência e crescimento inicial de mudas de espécies florestais e savânicas do Cerrado, em tratamentos com diferentes dosagens de lodo e de resíduos de poda, em área de empréstimo. O delineamento experimental foi em blocos casualizados com nove tratamentos e três repetições, totalizando 27 parcelas. Foram testados os efeitos de três níveis (doses) dos dois fatores (Lodo - L e Poda - P): LOP0 (controle); LOP1 (122,5 Mg.ha⁻¹ de poda); LOP2 (245 Mg.ha⁻¹ de poda); L1P0 (270 m³.ha⁻¹ de lodo); L1P1; L1P2; L2P0 (1.080 m³.ha⁻¹ de lodo); L2P1; e L2P2. Em cada parcela foram plantadas 60 mudas (seis por espécie) das 10 espécies testadas. A maioria das espécies florestais (*Anadenanthera colubrina*, *Copaifera langsdorffii*, *Peltophorum dubium*, *Senegalia polyphylla*, *Schinus terebinthifolius*, *Sterculia striata* e *Tabebuia impetiginosa*) apresentou alto percentual de sobrevivência e relativo crescimento nos tratamentos com dosagens combinadas dos resíduos ou com dosagens de lodo. Espécies savânicas (*Alibertia edulis*, *Alibertia sessilis* e *Tabebuia aurea*) apresentaram pouco crescimento nos tratamentos testados. *T. aurea* apresentou o menor percentual de sobrevivência no experimento. O uso de espécies florestais do Cerrado para revegetação de área de empréstimo urbana, em tratamentos com

biossólido e resíduos de poda, apresentou resultados satisfatórios.

PALAVRAS-CHAVE: Cerrado, recuperação, resíduos urbanos

1. INTRODUÇÃO

Em regiões urbanas e periurbanas, geralmente estão localizadas áreas degradadas resultantes de atividades de mineração. Áreas de empréstimo são áreas mineradas caracterizadas pela retirada de horizontes de solos (e da cobertura vegetal) para utilização em aterros e na pavimentação (Alves & Souza 2008). A incorporação de fontes de matéria orgânica (camada superficial do solo - *topsoil*, lodo de esgoto, resíduos diversos, entre outros), no substrato remanescente, constitui técnicas de recuperação de áreas mineradas (Bradshaw 1997; Paschke et al. 2005; Ferreira et al. 2015).

Os serviços públicos de limpeza e de manejo de resíduos sólidos urbanos envolvem atividades de esgotamento sanitário e de poda de árvores. O lodo de esgoto estabilizado ou biossólido apresenta nutrientes (especialmente Nitrogênio - N e Fósforo - P) com potencial para recuperar solos degradados (Andreoli & Ferreira 1999; Maia et al. 2003; Singh & Agrawal 2008). Os resíduos vegetais, quando na forma de cavacos de poda (material fibroso com alto teor de Carbono), apresentam decomposição lenta e conservam a umidade em covas de plantio de mudas de espécies arbóreas (Bradshaw & Chadwick 1980; Fialho et al. 2005).

Desde que atendidas condições sanitárias e normas de concentrações de metais pesados (WEF 1993; Brasil 2006), as principais limitações para a destinação ambiental adequada de resíduos sólidos urbanos serão os custos com transportes (Daskalopoulos et al. 1998). A distância máxima (economicamente viável) no transporte do lodo de uma Estação de Tratamentos de Esgotos, até o local de destinação, deve representar custos inferiores aos gastos previstos com fertilizantes minerais (Silva et al. 2002; Sugimoto 2005). Nesse sentido, áreas de empréstimo, localizadas no ambiente urbano e periurbano, constituem opções promissoras para o recebimento de resíduos sólidos urbanos visando à recuperação ambiental.

O plantio de mudas de espécies arbóreas também constitui uma técnica muito utilizada para a recuperação de áreas degradadas (Kageyama & Gandara 2000; Wong 2003; Corrêa et al. 2017). No entanto, atividades de mineração geralmente inviabilizam o plantio de mudas diretamente no substrato remanescente. Na savana brasileira (Cerrado), a retirada da vegetação e a degradação do solo impedem a regeneração vegetal (rebrotas), a partir de estruturas remanescentes do sistema radicular das plantas (importante mecanismo de resiliência do Bioma) (Durigan et al. 2004). Assim, a incorporação de biossólido e de resíduos vegetais ao substrato remanescente, em áreas de empréstimo no Cerrado, pode promover o crescimento de mudas de espécies arbóreas (Pinheiro et al. 2005; Torres et al. 2005). Diversos estudos atestaram os benefícios da utilização do biossólido e dos resíduos de poda para o desenvolvimento de espécies vegetais (Reis et al. 2000; Corrêa & Melo Filho 2004; Bezerra et al. 2006; Corrêa et al. 2010). No entanto, informações sobre o monitoramento ou sobre os

efeitos desses resíduos no desenvolvimento de espécies nativas do Cerrado são escassos.

Nesse contexto, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a sobrevivência e o crescimento inicial de mudas de espécies florestais e savânicas nativas do Cerrado, em tratamentos com diferentes dosagens de bio sólido e de resíduos de poda, estabelecidos em área de empréstimo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudos está localizada no Distrito Federal, no pátio da antiga Rodoferroviária de Brasília. Está situada ao Norte da DF-087 (Via Estrutural) e a Oeste da DF-003 (EPIA), próxima ao Setor de Armazenagem e Abastecimento Norte (SAAN) ($15^{\circ}46'32''S$; $47^{\circ}56'56''W$). Nessa área, houve extração de solos para aterros e pavimentação de diversas obras de infraestrutura, durante as décadas de 1950 e 1960, para construção da nova capital do país (Caesb 2013). A retirada dos horizontes superficiais do solo e o intenso tráfego de veículos pesados resultaram na formação de uma área de empréstimo abandonada de 185 hectares com regeneração insignificante da vegetação nativa (Fraga 2016).

No experimento foi utilizado lodo base úmida, disponibilizado pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB) e resíduos de poda de árvores (cavaco), disponibilizados pela Companhia Urbanizadora da Nova Capital (NOVACAP). Para a definição das dosagens de lodo partiu-se da dose $540 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$, recomendada pela CAESB (Caesb 2010), aplicando-se o dobro ($1080 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$) e a metade correspondente ($270 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$). Nas dosagens dos resíduos de poda foram utilizados os níveis $245 \text{ Mg}.\text{ha}^{-1}$ (dose máxima de incorporação no substrato da área com os implementos agrícolas utilizados) e a metade ($122,5 \text{ Mg}.\text{ha}^{-1}$).

Em fevereiro de 2014, as parcelas experimentais foram preparadas, com os resíduos sendo incorporados por trator equipado com arado de quatro discos e grade aradora. Cada parcela ocupou uma área de 100 m^2 ($5\text{m} \times 20\text{m}$) constituindo nove tratamentos: T1 (L0P0) - controle; T2 (L0P1) - poda parcial ($122,5 \text{ Mg}.\text{ha}^{-1}$); T3 (L0P2) - poda total ($245 \text{ Mg}.\text{ha}^{-1}$); T4 (L1P0) - lodo parcial ($270 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$); T5 (L1P1) - lodo parcial + poda parcial; T6 (L1P2) - lodo parcial + poda total; T7 (L2P0) - lodo total ($1080 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$); T8 (L2P1) - lodo total + poda parcial; e T9 (L2P2) lodo total + poda total. O delineamento experimental foi em blocos casualizados (com nove tratamentos) e três repetições de cada tratamento, totalizando 27 parcelas experimentais (Fig. 1 e 2).

Fig. 1 – Preparo das parcelas experimentais.



Deposição e incorporação dos resíduos de poda e do biossólido, seguidas pelo plantio de mudas de espécies arbóreas no pátio da antiga Rodoferroviária de Brasília (fevereiro-março de 2014). Fonte: Fraga (2016).

Foram testados os efeitos de três níveis (doses) dos fatores lodo e poda na sobrevivência e crescimento inicial de espécies arbóreas do Cerrado (Tab. 1). As mudas de espécies florestais utilizadas foram *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan var. Cebil (Griseb.) Altschul, *Copaifera langsdorffii* Desf., *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub., *Schinus terebinthifolius* Raddi, *Senegalia polyphylla* (DC.) Britton & Rose, *Tabebuia impetiginosa* (Mart. ex DC.) Standl. e *Sterculia striata* A. St. Hil. & Naudin. Mudas de espécies savânicas utilizadas foram *Alibertia edulis* (Rich.) A. Rich. ex DC., *Alibertia sessilis* (Vell.) K. Schum. e *Tabebuia aurea* (Manso) Benth. & Hook f. Ex S. Moore.

Tab. 1 – Características ecológicas e altura média no plantio das espécies do experimento.

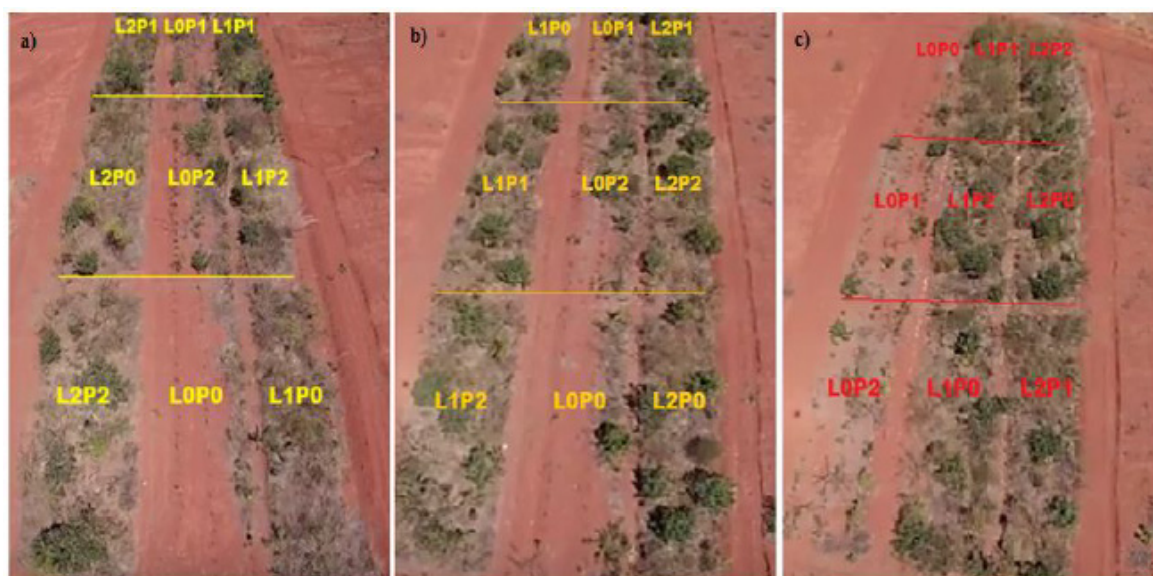
Espécie	Ocorrência Formação Cerrado	Ocorrência Tipo Solo	Altura Média no Plantio (cm)
<i>Alibertia edulis</i>	Savânica	Distrófico	60,67 ± 11,36
<i>Alibertia sessilis</i>	Savânica	Distrófico	40,31 ± 7,69
<i>Anadenanthera colubrina</i>	Florestal	Fértil	11,65 ± 4,07
<i>Copaifera langsdorffii</i>	Florestal	Fértil	9,89 ± 2,84
<i>Peltophorum dubium</i>	Florestal	Fértil	11,28 ± 2,28
<i>Schinus terebinthifolius</i>	Florestal	Fértil	17,24 ± 3,08
<i>Senegalia polyphylla</i>	Florestal	Fértil	100,28 ± 25,36
<i>Sterculia striata</i>	Florestal	Fértil	17,90 ± 8,73
<i>Tabebuia aurea</i>	Savânica	Distrófico	19,00 ± 9,79
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	Florestal	Fértil	11,51 ± 2,54

Fonte: adaptado de Fraga (2016).

Quinze dias após a incorporação dos resíduos foram confeccionadas, em cada parcela experimental, 03 linhas de plantio, com 20 covas em cada linha, e espaçamento 2m x 1m. Foram plantados, em cada parcela, 6 indivíduos de cada uma das 10 espécies estudadas (60 plantas por parcela), totalizando 1.620 mudas (162 mudas por espécie) (Fig. 2).

As plantas foram medidas em altura do coleto (um centímetro na base do caule) até o meristema apical, com auxílio de trena e vara graduada. São apresentados os resultados obtidos nas medições realizadas no plantio (março de 2014), aos 450 dias (junho de 2015) e aos 1000 dias (dezembro de 2016). A sobrevivência das mudas foi verificada em todas as medições.

Fig. 2 – Cobertura vegetal nas parcelas experimentais.



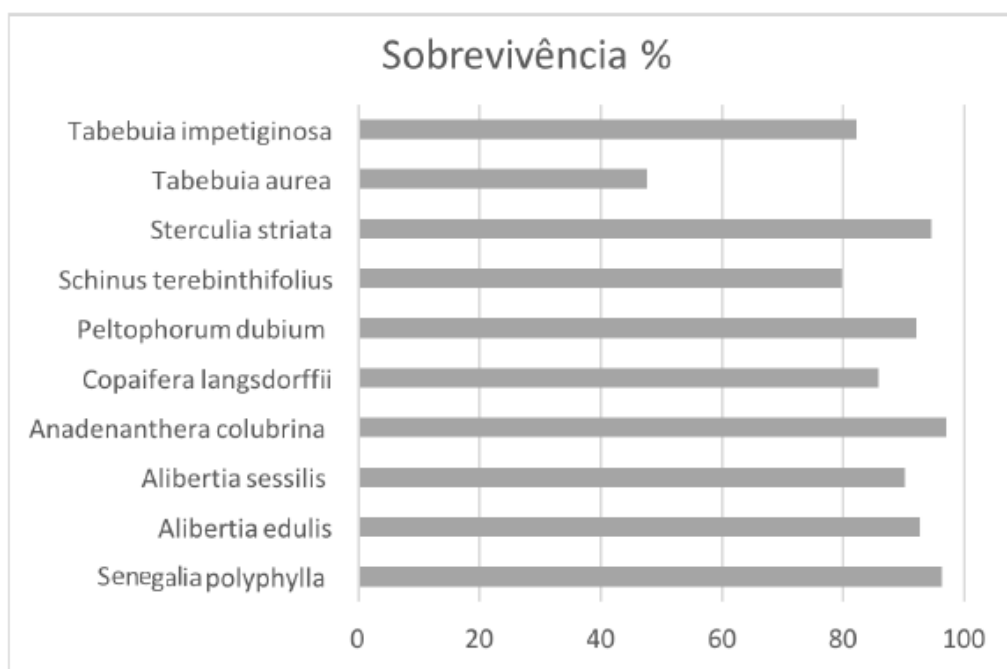
Cobertura vegetal nas parcelas experimentais (100 m² cada parcela) e nos blocos casualizados (900 m² cada bloco), após 510 dias do plantio (imagens geradas com drone). Cada bloco casualizado (repetição) possui 09 parcelas (tratamentos). a) Bloco I: parcelas ao norte; b) Bloco II: parcelas centrais; c) Bloco III: parcelas ao sul.

Fonte: adaptado de Fraga (2016).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A maioria das espécies apresentou percentual de sobrevivência total (quando avaliados todos os tratamentos e repetições) maior que 80%, em dezembro de 2016 (decorridos 1000 dias do plantio). Somente a espécie *Tabebuia aurea* apresentou sobrevivência menor que esse percentual (Fig. 3). Plantas de *T. aurea* apresentaram sobrevivência total menor que 50%. A espécie apresentou alta mortalidade (>65%) nos tratamentos com dosagens totais de lodo (L2) e sobrevivência maior que 80% nos tratamentos sem adição do resíduo (L0). Esses resultados indicam uma interação negativa da *T. aurea* com lodo e podem estar relacionados com a preferência da espécie por solos distróficos (ver Tab. 1).

Fig. 3 – Percentual de sobrevivência total (quantidade inicial de 162 por espécie), nos tratamentos e repetições, após 1000 dias do plantio (Dez/16).



As espécies de formações florestais do Cerrado apresentaram as maiores alturas do experimento, aos 1000 dias após o plantio (Fig. 4). A espécie *Senegalia polyphylla* apresentou altura média superior a 4 metros, nos tratamentos com dosagens totais de lodo (L2). *Peltophorum dubium* apresentou altura média maior que 3 metros nos tratamentos com dosagens parciais de lodo (L1) e superior a 4 metros nos tratamentos L2. *Schinus terebinthifolius* apresentou altura média maior que 2,50 metros nos tratamentos L1 e superior a 2,80 nos tratamentos L2. Essas espécies são pioneiras heliófitas e apresentam, na fase inicial de crescimento, maior capacidade de absorção de nutrientes do que outras espécies (Vitousek 1984; Furtini Neto et al. 1999, Nunes et al. 2015).

Copaifera langsdorffii apresentou baixo crescimento, após 1000 dias do plantio. Poucos indivíduos da espécie alcançaram 1,00 metro nos tratamentos testados. Apenas no tratamento L1P0 essa altura média foi superada (Fig. 4). Esses resultados são previstos para a espécie que apresenta desenvolvimento muito lento em campo (Duboc & Guerrini 2009; Sampaio 2010). Porém, após 1000 dias, sua altura média está abaixo da previsão de Lorenzi (1992), que cita um crescimento de até 2 metros, aos dois anos de idade em campo.

Sterculia striata apresentou considerável incremento em altura entre as medições realizadas em junho de 2015 e dezembro de 2016. A espécie apresentou altura média superior a 1,60 metro nos tratamentos L2. Esse desenvolvimento da *S. striata*, observado depois de 33 meses do plantio, pode indicar a liberação lenta de nutrientes por parte dos resíduos de poda ou adequado nível de ciclagem de nutrientes na área experimental (Hart et al. 1988; Maia et al. 2003).

Fig. 4 – Crescimento médio em altura das espécies de formações florestais do Cerrado.



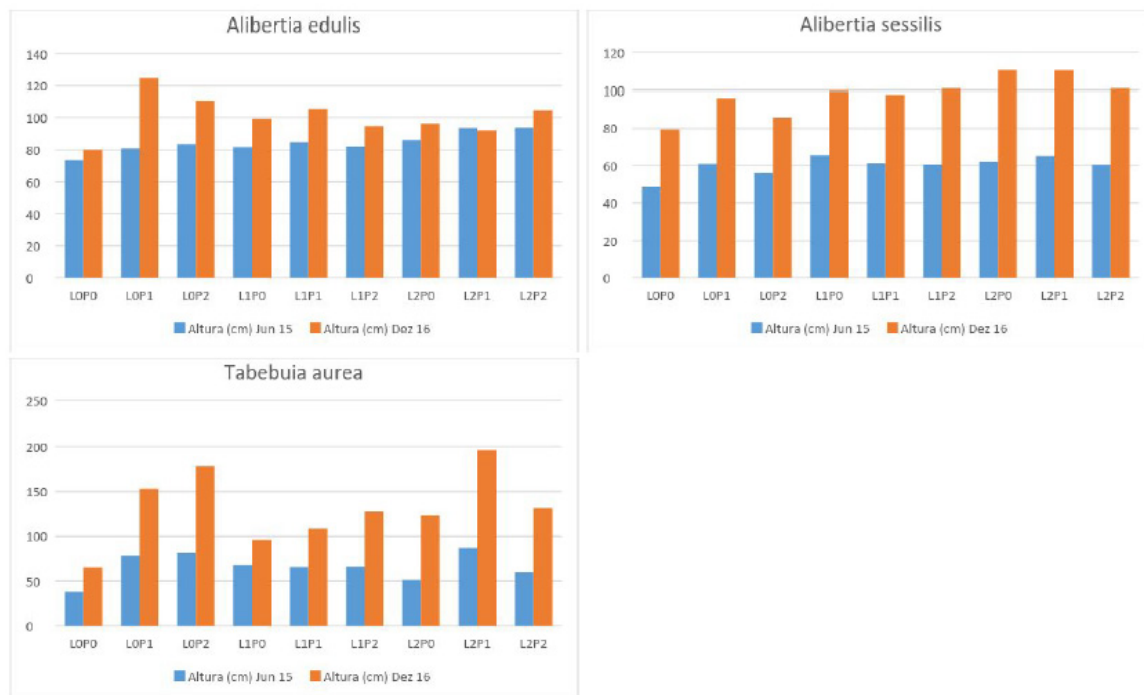
Barras azuis: altura média das plantas por tratamento testado, aos 450 dias (Jun/15) / Barras vermelhas: altura média das plantas por tratamento testado, aos 1000 dias (Dez/16).

Espécies de formações savânicas do Cerrado (*Alibertia edulis*, *Alibertia sessilis* e *Tabebuia aurea*) apresentaram pouco desenvolvimento em altura entre as espécies testadas (Fig. 5).

No Cerrado, espécies de formações savânicas investem inicialmente no desenvolvimento do sistema radicular e de órgãos de reserva para garantir a sobrevivência (Hoffmann et al. 2004).

Alibertia edulis respondeu melhor aos tratamentos constituídos por dosagens de poda isoladamente. *T. aurea* não respondeu satisfatoriamente aos tratamentos com adição de lodo, apresentando maior incremento em altura no tratamento LOP2. Estes resultados corroboraram os trabalhos de Freire *et al.* (2015), que verificaram melhores parâmetros de crescimento da espécie em tratamentos com menores dosagens de P.

Fig. 5 – Crescimento médio em altura das espécies de formações savânicas do Cerrado.



Barras azuis: altura média das plantas por tratamento testado, aos 450 dias (Jun/15) / Barras vermelhas: altura média das plantas por tratamento testado, aos 1000 dias (Dez/16).

4. CONCLUSÕES

Melhorias nas condições de fertilidade do substrato remanescente, em área de empréstimo urbana, permitiram a sobrevivência e o desenvolvimento inicial de mudas de espécies arbóreas nativas do Cerrado. A maioria das espécies de formações florestais do Cerrado apresentaram alto percentual de sobrevivência e maiores alturas, após 1000 dias de desenvolvimento em campo. Espécies de formações savânicas apresentaram pouco desenvolvimento em altura e a espécie *Tabebuia aurea* apresentou alta mortalidade nos tratamentos com dosagens de lodo.

O uso de espécies florestais do Cerrado para a revegetação de área de empréstimo urbana, em tratamentos constituídos por bioossólido e resíduos de poda, apresentou resultados satisfatórios.

REFERÊNCIAS

- ALVES, M. C. & SOUZA, Z. M. Recuperação de área degradada por construção de hidroelétrica com adubação verde e corretivo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 6, p. 2505-2516, 2008.
- ANDREOLI, C. V. & FERREIRA, A. C. Produção e características dos bio sólidos. In: ANDREOLI, C. V. (Ed. Tec.). Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura. **Revista Técnica da Sanepar** (Curitiba), p. 08-17, 1999.
- BEZERRA, F. B.; OLIVEIRA, M. A. C. L. D.; PEREZ, D. V.; ANDRADE, A. G. D. & MENEGUELLI, N. D. A. Lodo de esgoto em revegetação de área degradada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, n. 3, p. 469-476, 2006.
- BRADSHAW, A. D. & CHADWICK, M. J. 1980. **The restoration of land: the ecology and reclamation of derelict and degraded land**. University of California Press, Berkeley, Calif.
- BRADSHAW, A. Restoration of mined lands using natural processes. **Ecological Engineering**, v. 8, n. 4, p. 255-269, 1997.
- BRASIL. Resolução nº. 375, de 29 de agosto de 2006. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil** (Brasília), n. 167, p. 141-146, Seção 1, ago. 2006.
- CAESB - Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. Relatório Técnico de Uso de Lodo de Esgoto. **Recuperação de Áreas Degradadas: Projeto Pátio Ferroviário**. Brasília: CAESB, 2010. 29 p.
- CAESB - Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. 3º Relatório de Operação. **Recuperação de Áreas Degradadas: Projeto Pátio Ferroviário**. Brasília: CAESB, 2013. 11 p.
- CORRÊA, R. S. & MELO FILHO, B. Desempenho de dois resíduos orgânicos para a sobrevivência de mudas de espécies arbóreas de Cerrado sob condições adversas de área minerada. **Revista Técnica da Sanepar** (Curitiba), v. 21, n. 21, p. 59-66, 2004.
- CORRÊA, R. S.; SILVA, L. C. R.; BAPTISTA, G. M.; SANTOS, P. F. Fertilidade química de um substrato tratado com lodo de esgoto e composto de resíduos domésticos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 5, p. 538-544, 2010.
- CORRÊA, R. S.; DO CARMO BALDUÍNO, A. P.; TEZA, C. T. V.; DE MELLO BAPTISTA, G. M. & DA SILVA, D. J. Recuperação da cobertura vegetal e da atividade fotossintética em jazidas revegetadas no Distrito Federal. **Brazilian Journal of Environmental Sciences (Online)**, n. 46, p. 75-87, 2017.
- DASKALOPOULOS, E; BADR, O. & PROBERT, S. D. An integrated approach to municipal solid waste management. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 24, n. 1, p. 33-50, 1998.
- DUBOC, E. & GUERRINI, I. A. 2009. Desenvolvimento inicial e nutrição da copaíba (*Copaifera langsdorfi* Desf.) em áreas de cerrado degradado. **Embrapa Cerrados - Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento** (Planaltina).
- DURIGAN, G.; BAITELLO, J. B.; FRANCO, G. A. D. C.; SIQUEIRA, M. F. **Plantas do Cerrado Paulista: imagens de uma paisagem ameaçada**. São Paulo: Páginas; Letras Editora e Gráfica, 2004.
- FRAGA, L. P. **Efeitos da aplicação de bio sólido e resíduos de poda na revegetação de área de empréstimo no**

Distrito Federal. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília (Brasília), 2016.

FERREIRA, M. C.; WALTER, B. M. T. & VIEIRA, D. L. M. Topsoil translocation for Brazilian savanna restoration: propagation of herbs, shrubs, and trees. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 6, p. 723-728, 2015.

FIALHO, L. L.; SILVA, W. T. L. D.; MILORI, M. B. P.; SIMÕES, M. L. & MARTIN NETO, L. 2005. Monitoramento químico e físico do processo de compostagem de diferentes resíduos orgânicos. **Embrapa Instrumentação Agropecuária - Circular Técnica**.

FREIRE, A. L. O.; RAMOS, F. R.; GOMES, A. D. V.; SANTOS, A. S. & ARRIEL, E. F. Crescimento de mudas de craibeira (*Tabebuia aurea* (Manso) Benth.; Hook) em diferentes substratos. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 11, n. 3, p. 38-45, 2015

FURTINI NETO, A.E.; SIQUEIRA, J.; CURI, N. & MOREIRA, F. Nutrição, fertilização e microbiologia em espécies florestais. In: **Simpósio Mata Ciliar: Ciência e Tecnologia**, p. 80-110, 1999.

HART, J. B.; NGUYEN, P. V.; URIE, D. H. & BROCKWAY, D. G. Silvicultural use of wastewater sludge. **Jornal of Forestry**, v. 86, n. 8, p. 17-24, 1988.

HOFFMANN, W. A.; ORTHEN, B. & FRANCO, A. C. Constraints to seedling success of savanna and forest trees across the savanna-forest boundary. **Ecologia**, v. 140, n. 2, p. 252-260, 2004.

KAGEYAMA, P. Y. & GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**, v. 2, p. 249-269, 2000.

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

MAIA, C. D. F.; BUDZIAK, C. R.; DA PAIXÃO, R. E. & MANGRICH, A. S. 2003. **Compostagem de resíduos florestais: um guia para produção de húmus através da reciclagem e aproveitamento de resíduos florestais**. Embrapa Florestas - Documentos.

NUNES, Y. R. F.; FAGUNDES, N. C. A.; VELOSO, M. D. M.; GONZAGA, A. P. D.; DOMINGUES, E. B. S.; ALMEIDA, H. S.; DE CASTRO, G. C. & SANTOS, R. M. Sobrevivência e crescimento de sete espécies arbóreas nativas em uma área degradada de Floresta Estacional Decidual, norte de Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 39, n. 5, p. 801-810, 2015.

PASCHKE, M. W.; TOPPER, K.; BROBST, R. B. & REDENTE, E. F. Long-term effects of biosolids on revegetation of disturbed sagebrush steppe in northwestern Colorado. **Restoration Ecology**, v. 13, n. 3, p. 545-551, 2005

PINHEIRO, C. Q; SILVA, L. D. C. R. & CORRÊA, R. S. Survival and growth of baru (*Dipterix alata* Vog.) treated with sewage sludge, composted garbage or cattle manure on mined spoils in the brazilian Cerrado. **Sociedade & Natureza**, v. 1, n. 1, p. 789-795, 2005.

REIS, M. F. P.; BIDONE, F. R. A. & GEHLING, G. 2000. Produção de macro e micro nutrientes através da compostagem de resíduos orgânicos provenientes das podas urbanas codispostos com resíduos da ceasa e lodo de estação de tratamento de esgotos. In: **XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Cancún-

México.

SAMPAIO, T. F. **Crescimento de espécies nativas da Mata Atlântica, modificações de atributos físicos do solo e de metais pesados no solo e na planta, em resposta à aplicação de lodo de esgoto**. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrônômicas). Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista (Botucatu), 2010.

SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S. & SHARMA, R. D. Alternativa agronômica para o biossólido produzido no Distrito Federal: I-Efeito na produção de milho e na adição de metais pesados em latossolo no Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, n. 2, p. 487-495, 2002.

SINGH, R. P. & AGRAWAL, M. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. **Waste Management**, v. 28, n. 2, p. 347-358, 2008.

SUGIMOTO, L. 2005. **Tratamento com lodo de esgoto faz nascer “oásis” em área deserta**. Disponível em: <https://www.unicamp.br/unicamp/unicamp_hoje/ju/outubro2005/ju307pag09.html>. Acesso em: 16 abr. 2021, 17:45:30.

TORRES, R. J. L.; PEREIRA, M. G.; ANDRIOLI, I.; POLIDORO, J. C. & FABIAN, A. J. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura em um solo de Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 4, p. 609-618, 2005.

VITOUSEK, P. M. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. **Ecology**, v. 65, n. 1, p. 285-298, 1984.

WEF Residual Management Committee. Biosolids and the 503 Standards. **Water Environment & Technology**, v. 5, p. 56-62, 1993.

WONG, M. H. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. **Chemosphere**, v. 50, n. 6, p. 775-780, 2003

EFFECTS OF THE APPLICATION OF BIOSOLIDS AND PRUNING WASTE ON THE REVEGETATION OF MINING AREA IN THE FEDERAL DISTRICT

ABSTRACT – In urban and peri-urban regions, mining areas represent a common example of degraded areas. In cities, problems with the disposal of solid waste are also frequent. The stabilized sewage sludge (biosolid) and waste from plant pruning are a promising substrate for the development of tree species in degraded areas. The present research evaluated survival and initial growth of seedlings of forest and savanna species in the Cerrado, in treatments with different dosages of sludge and pruning residues, in a mining area. The experimental design was in randomized blocks with nine treatments and three replications, totaling 27 plots. The effects of three levels (doses) of the two factors (Sludge - L and Pruning - P) were tested: LOP0 (control); LOP1 (122.5 Mg.ha⁻¹ of pruning); LOP2 (245 Mg.ha⁻¹ of pruning); L1P0 (270 m³.ha⁻¹ of sludge); L1P1; L1P2; L2P0 (1,080 m³.ha⁻¹ of sludge); L2P1; and L2P2. In each plot, 60 seedlings (six per species) of the 10 species tested were planted. Most forest species (*Anadenanthera colubrina*, *Copaifera langsdorffii*, *Peltophorum dubium*, *Senegalia polyphylla*, *Schinus terebinthifolius*, *Sterculia striata*, and *Tabebuia impetiginosa*) showed a high percentage of survival and relative growth in treatments with combined dosages of residues or with dosages of sludge. Savanna species (*Alibertia*

edulis, *Alibertia sessilis* and *Tabebuia aurea*) showed little growth in the tested treatments. *T. aurea* had the lowest percentage of survival in the experiment. The use of forest species from the Cerrado to revegetate the urban mining area, in treatments with biosolids and pruning residues, presented satisfactory results.

KEYWORDS: Cerrado, recovery, urban waste

CAPÍTULO 8

AVALIAÇÃO DE HÁBITATS EM RIACHOS E SEU POTENCIAL PARA A GESTÃO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

Roberto Nascimento de Farias

<http://lattes.cnpq.br/8063729805950956>

Escola de Saúde Pública, Porto Alegre - RS

RESUMO – A degradação dos rios e riachos tem muitos impactos sobre as comunidades bióticas e compromete a geração de diversos serviços ecossistêmicos. Dessa forma, tornam-se fundamentais instrumentos que possibilitem avaliações integradas desses ecossistemas, assim como dos impactos antrópicos presentes na bacia hidrográfica. Nesse sentido, uma alternativa promissora são os Protocolos de Avaliação Rápida (PAR) de habitats em riachos. Sendo assim, este estudo teve como objetivo propor um PAR e demonstrar seu potencial como uma ferramenta complementar na gestão de bacias hidrográficas antropizadas. O protocolo, baseado em métodos utilizados em outros países, é composto por 11 métricas, que avaliam a qualidade de diferentes atributos do habitat nos riachos classificando-as em quatro categorias: “péssima”, “ruim”, “regular” ou “boa”. O protocolo foi então aplicado em 30 trechos de riachos da bacia hidrográfica do Arroio Candiota, no sudoeste do estado do Rio Grande do Sul. Em relação à qualidade global do habitat, nos riachos predominou

a condição regular e mostrou-se principalmente associada a dois impactos. Um deles é a degradação da zona ripária, especialmente pela ação do gado, e o outro o assoreamento do canal pelo aporte de rejeitos da mineração de carvão a céu aberto. O protocolo proposto mostrou-se adequado para avaliar a qualidade do habitat nos riachos e permitiu identificar os principais impactos antrópicos sobre esses ecossistemas. Além disso, ele tem grande potencial como instrumento complementar a indicadores bióticos e de qualidade da água em programas de monitoramento, avaliação e restauração de bacias hidrográficas.

PALAVRAS-CHAVE: recursos hídricos, impactos ambientais, monitoramento.

1. INTRODUÇÃO

No mundo inteiro, os rios e riachos têm sido amplamente degradados devido às atividades antrópicas. Além do impacto sobre a comunidade biótica, a degradação desses ecossistemas compromete a geração de diversos serviços ecossistêmicos como o fornecimento de água para o consumo humano, para irrigação e para dessedentação de animais, produção pesqueira, atividades de lazer entre outros. Assim, é de fundamental importância o

planejamento e a gestão das atividades humanas na bacia hidrográfica.

Variáveis de qualidade da água e indicadores biológicos têm sido amplamente utilizados em avaliações ambientais de rios e riachos. No entanto, tais métodos são como fotografias do ambiente, isto é, fornecem informações pontuais das condições do ecossistema. Para uma gestão efetiva são necessários instrumentos que possibilitem uma avaliação integrada das condições ambientais da bacia hidrográfica, assim como dos impactos antrópicos presentes. Nesse sentido, uma alternativa promissora é a avaliação de habitats. Devido à organização hierárquica do sistema fluvial, os processos que ocorrem em diferentes escalas espaciais e temporais, ficam registrados nas características do habitat nos riachos (EBERSOLE *et al.*, 1997). Além disso, o habitat é um indicador particularmente útil para avaliar a saúde do rio porque fornece a ligação natural entre o ambiente físico e seus habitantes (MADDOCK 1999).

Existe uma grande variedade de métodos de avaliação de habitat em rios e riachos, que, segundo Harding *et al.* (2009), podem ser classificados em quantitativos e qualitativos. Os métodos quantitativos (e.g. KAUFMANN e ROBINSON, 1998; KAUFMANN *et al.*, 1999; HARDING *et al.*, 2009) apresentam maior precisão e acurácia, mas apresentam custo mais elevado, exigem maior tempo para aplicação e grandes equipes com profissionais qualificados. Por outro lado, os métodos qualitativos (e.g. BARBOUR *et al.*, 1999; PETERSEN JR., 1992) apresentam baixo custo e fácil entendimento pelo público não especializado.

Os métodos qualitativos são também conhecidos como Protocolos de Avaliação Rápida (PAR) da qualidade do habitat em riachos. Os PAR são ferramentas metodológicas de rápida aplicação e fácil compreensão que permitem avaliar a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos, assim como os níveis de conservação das condições ambientais em trechos de rios e riachos (BENTOS *et al.*, 2018).

Este estudo teve como objetivo propor um PAR e demonstrar seu potencial uso como uma ferramenta complementar na gestão de bacias hidrográficas antropizadas. Para isso, foram propostos três objetivos específicos: a) montar um PAR, b) aplicar esse protocolo numa bacia hidrográfica antropizada e c) identificar os principais impactos das atividades antrópicas sobre os riachos de forma a direcionar ações voltadas à gestão da bacia hidrográfica.

2. MÉTODOS

2.1. Montagem do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR)

O Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) proposto neste estudo se baseia em dois métodos já conhecidos e amplamente utilizados (LAZORCHACK *et al.*, 1998; BARBOUR *et al.*, 1999), selecionados devido à rápida aplicação, baixo custo, fácil entendimento por não especialistas e clareza nos critérios avaliados. O PAR é composto por 11 métricas que avaliam a qualidade de diferentes atributos do habitat nos riachos. São elas: “habitat para peixes”, “habitat para invertebrados”, “substrato bentônico”, “combinações de velocidade do fluxo e

profundidade do canal”, “grau de deposição de sedimento”, “grau de sinuosidade do canal”, “condição do fluxo” (proporção do canal coberta pela água), “alterações antrópicas na forma do canal”, “estabilidade das margens”, “proteção vegetativa das margens” (estratos vegetais presente e grau de cobertura do solo pela vegetação) e “largura da zona ripária”. Para cada métrica é atribuída uma nota de 0 (pior qualidade) a 20 (melhor qualidade), classificando-as em quatro categorias: “péssima”, “ruim”, “regular” ou “boa”. Parte do PAR é mostrado pela Figura 1. A qualidade global do hábitat é obtida pela média aritmética da pontuação das 11 métricas avaliadas.

Figura 1 – Exemplo de duas das onze métricas de avaliação

RIACHOS COM PREDOMÍNIO DE CORREDEIRAS																				
Métrica 1. Hábitat para peixes																				
Boa					Regular					Ruim					Péssima					
Mais de 50 % do trecho com pedregulhos, troncos submersos, margens escavadas e hábitats estáveis.					30-50 % do trecho com pedregulhos, troncos submersos, margens escavadas e hábitats estáveis.					10-30% de hábitat pedregulhos ou outros hábitats estáveis.					Menos de 10% de pedregulhos e hábitats estáveis. Óbvia perda de hábitats.					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
Métrica 2. Hábitat para Invertebrados																				
Boa					Regular					Ruim					Péssima					
Corredeiras bem desenvolvidas, mais amplas que o dobro da largura do canal. Seixos abundantes.					Corredeiras com menos que o dobro da largura do canal. Seixos abundantes, pedregulho e cascalho.					Área de corredeira não se estende por toda a largura do canal. Predomínio de cascalho e pedregulhos.					Corredeiras virtualmente inexistentes. Predomínio de rocha consolidada.					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

2.2. Avaliação da qualidade do hábitat nos riachos

O protocolo proposto foi aplicado na bacia hidrográfica do Arroio Candiota (BHAC), mostrada por meio da Figura 2.

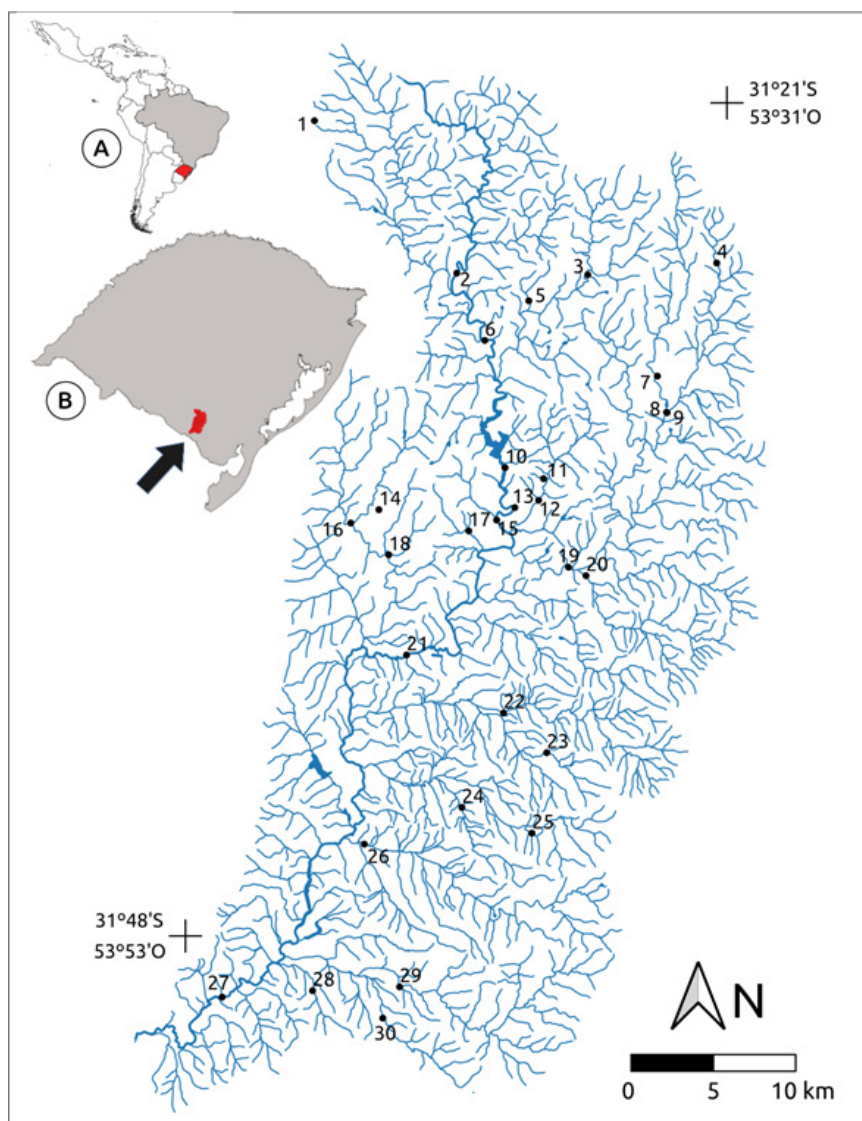
Situa-se no sudoeste do estado do Rio Grande do Sul, numa região do bioma pampa e abrange uma área de 1.430 km². A BHAC encontra-se bastante antropizada, com mineração de carvão e de calcário, geração térmica de eletricidade, cimenteiras, agricultura, pecuária e agricultura. Para uma caracterização mais detalhada da área de estudo vide Farias *et al.* (2015).

A qualidade do hábitat dos riachos foi avaliada em 30 estações amostrais (EA) na rede de drenagem dessa bacia (figura 2)

Neste estudo, o termo estação amostral se refere a um trecho de riacho com comprimento igual a 20 vezes a largura média do canal fluvial. As EA foram selecionadas de forma que as sub-bacias, a montante delas representassem juntas, um gradiente condições hidrogeomorfológicas e de uso e cobertura da terra. Cada EA foi amostrada uma única vez, em janeiro ou em abril de 2013, em situação de nível normal da água, isto é, sem influência de pluviosidade e escoamento superficial. Em campo, antes da avaliação da qualidade do hábitat,

cada EA era classificada em riacho com predomínio de corredeiras ou com predomínio de poços, tendo-se em vista que o protocolo de avaliação difere entre os dois tipos de riachos.

Figura 2. Distribuição espacial das estações amostrais na bacia hidrográfica do Arroio Candiota, em relação à América do Sul (A) e ao estado do Rio Grande do Sul (B)



3. RESULTADOS

Em relação à qualidade global do hábitat (média dos valores observados para as 11 métricas avaliadas), as estações amostrais encontravam-se predominantemente na categoria “regular” (57% dos locais), seguida das categorias “ruim” (40%) e “péssima” (3%). A categoria predominante nas estações amostrais foi “ruim” ou “péssima” para quatro das 11 métricas avaliadas: “hábitat para peixes”, “hábitat para invertebrados”, “combinações de velocidade/profundidade” e “condição do fluxo” (tabela 1). Para a “largura da zona ripária”, metade dos locais encontrava-se nas categorias “ruim” ou “péssima” e metade nas categorias “regular”

ou “boa”. “Alteração do canal” foi a métrica com a maior proporção de estações amostrais na categoria de qualidade “boa”. Por outro lado, para as métricas “hábitats para invertebrados” e “relação velocidade/profundidade”, essa categoria foi observada em nenhuma estação amostral.

Tabela 1. Percentual de estações amostrais em cada categoria de qualidade do hábitat em riachos para as 11 métricas avaliadas neste estudo.

Métricas avaliadas	Categoria de qualidade			
	Péssima	ruim	regular	Boa
1. Hábitat para peixes	23,33	40,00	20,00	16,67
2. Hábitat invertebrados	33,33	36,67	30,00	0,00
3. Substrato bentônico	10,00	20,00	16,67	53,33
4. Velocidade/profundidade	23,33	36,67	40,00	0,00
5. Deposição de sedimento	23,33	23,33	10,00	43,33
6. Sinuosidade	10,00	26,67	30,00	33,33
7. Condição do fluxo	36,67	30,00	16,67	16,67
8. Alteração do canal	20,00	6,67	13,33	60,00
9. Estabilidade das margens	6,67	16,67	46,67	30,00
10. Proteção vegetativa das margens	16,67	16,67	46,67	20,00
11. Largura da zona ripária	36,67	13,33	16,67	33,33

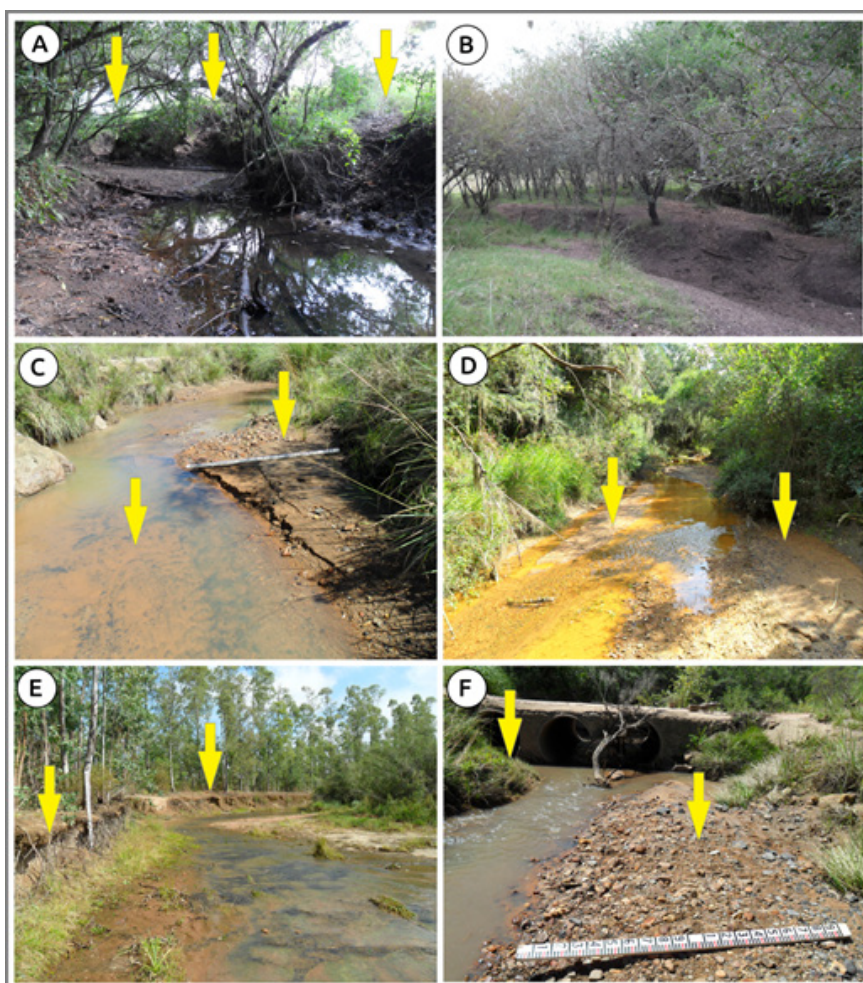
Os principais impactos observados nas estações amostrais foram a degradação da zona ripária, especialmente pela ação do gado, e o assoreamento do canal fluvial, principalmente devido ao aporte de rejeitos da mineração de carvão. A qualidade global do hábitat mostrou-se principalmente associada a esses dois impactos. Todas as estações amostrais com qualidade global do hábitat avaliada como “ruim” ou “péssima” apresentavam presença de gado e/ou de rejeitos da mineração de carvão e 77% delas tiveram a qualidade da métrica “largura da zona ripária” classificada como “péssima”.

O impacto da presença do gado foi observado principalmente sobre as métricas relacionadas à qualidade da zona ripária. O gado estava presente em 90% das estações amostrais com qualidade “ruim” ou “péssima” para a métrica “proteção vegetativa das margens” e em 75% dos locais com a qualidade “ruim” ou “péssima” para a métrica “largura da zona ripária”. Os riachos com gado presente na zona ripária apresentavam sinais de desmoronamento e erosão das margens (figura 3A) e degradação dos estratos vegetais herbáceo e arbustivo, pela própria ação da herbivoria e do pisoteamento (figura 3B). A erosão das margens dos riachos foi observada também em uma estação amostral cuja zona ripária encontrava-se extensamente ocupada por silvicultura (figura 3E). O aporte de rejeitos da mineração de carvão, ao contrário

da ação do gado, teve impacto mais evidente sobre as métricas relacionadas à condição do canal fluvial. O assoreamento decorrente da lixiviação desses rejeitos para os riachos (figuras 3C e 3D) contribuiu para a baixa qualidade global do hábitat mesmo em estações amostrais com boa qualidade para as métricas relacionadas à condição da zona ripária, como por exemplo a EA 16 (figura 3D).

Em relação à métrica “alteração da forma do canal”, a intervenção antrópica mais frequente na BHAC foram as galerias fluviais (figura 3F) e estruturas que atuam como pontes construídas para possibilitar o trânsito de veículos na região. Foram bastante raros os indícios de canalização e de margens concretadas e a baixa qualidade para essa métrica deveu-se principalmente à presença de rejeitos de carvão causando o assoreamento do canal fluvial. Cabe destacar que, a montante da EA10 está a maior alteração na forma do canal observada na BHAC, o barramento causado pela represa da Usina Termoeletrica de Candiota.

Figura 3. Principais impactos antrópicos sobre a qualidade do hábitat, com destaque para evidências de erosão das margens e deposição de sedimento no canal.



4. DISCUSSÃO E CONCLUSÃO

O método de avaliação da qualidade do hábitat apresentado neste estudo mostrou-se adequado para alcançar os objetivos propostos. Ele permitiu caracterizar a condição ambiental dos riachos e identificar os principais impactos antrópicos sobre eles. Em relação à qualidade global do hábitat, a condição regular foi predominante nos riachos da BHAC. Considerando-se separadamente os atributos do hábitat, para sete deles houve predomínio das condições “regular” ou “boa” e para os outros quatro predominou a condição “ruim” ou “péssima” entre os riachos estudados.

A qualidade global do hábitat e a qualidade dos atributos do canal estão muito associadas à condição da zona ripária dos riachos. A vegetação ripária auxilia no controle da erosão das margens mantendo-as estáveis, o que, por sua vez, tende a se refletir em uma baixa largura/profundidade do canal. Isso, segundo Frazier *et al.* (2005), contribui para manter elevado o um nível da água, estimula a produtividade vegetativa e fornece habitats favoráveis para espécies que dependem do ambiente aquático. Além disso, a zona ripária fornece nutrientes para a biota aquática e contribui com a geração de habitats no canal, devido ao aporte de troncos, galhos e serrapilheira. Desse modo, a degradação da zona ripária se reflete na diminuição da diversidade de habitats nos riachos (JONES *et al.*, 1999; SWEENEY *et al.*, 2004).

Embora estudos tenham apontado os efeitos benéficos do gado para a diversidade de espécies vegetais no bioma pampa (FERREIRA *et al.*, 2020), o impacto desses animais nos riachos é devastador, especialmente sobre a zona ripária. A presença de gado tende a reduzir ou até eliminar a vegetação ripária, o que pode levar à redução da cobertura do solo, assim como à diminuição do sombreamento e do aporte de nutrientes para o riacho (AMOUR *et al.*, 1991). Além disso, ao entrar e sair do canal, o gado pode degradar as margens dos riachos pelo pisoteio propiciando a sua erosão (TRIMBLE e MENDEL, 1995), o que segundo Townsend *et al.* (2004), é responsável pelo aumento no aporte de sedimento para o leito do riacho em áreas de pastagem.

Além da degradação da zona ripária, outro fator que explica a baixa qualidade do hábitat em determinados riachos é o aporte de rejeitos da mineração de carvão (figura 2C e 2D). A região de Candiota possui a maior reserva carbonífera brasileira, abrangendo 2500 km², sendo responsável por 38% das reservas de carvão mineral brasileiro e 30% da mineração de céu aberto (TEIXEIRA e PIRES, 2004). Na mineração de carvão em superfície (a céu aberto), as camadas de solo e as rochas que cobrem os depósitos de carvão são removidas, com o uso de explosivos, expondo o carvão para extração. Os rejeitos da atividade mineira, incluindo solo, rochas e também fragmentos de carvão mineral, geralmente são depositados em vales e cavidades adjacentes e, muitas vezes, são lixiviados para os cursos d'água.

O sedimento fino lixiviado causa assoreamento do leito, perda de espaços intersticiais e instabilidade do substrato bentônico, o que reduz drasticamente a disponibilidade de habitats estáveis para a biota aquática. A deposição de sedimentos aumenta o grau de soterramento de substratos grosseiros como cascalho, seixos e pedregulhos. À medida que aumenta o

grau de soterramento, diminui a área superficial disponível para refúgio e reprodução de macroinvertebrados e peixes (LAZORCHACK, 1998), gerando uma mudança na composição de espécies de insetos e de peixes (GORDON *et al.*, 2004). Altos níveis de deposição de sedimento indicam um ambiente instável e em contínua modificação, consequentemente, inadequado para muitos organismos (BARBOUR *et al.*, 1999). Outro potencial impacto nesses riachos é a drenagem ácida, isto é, a drenagem de água de minas ou depósitos de rejeitos para cursos d'água próximos, carreando diversos metais pesados (RAY e DEY, 2020).

As galerias pluviais e demais estruturas que atuam como pontes para o trânsito de veículos foram observadas com grande frequência nos riachos da BHAC. Essas estruturas podem alterar a geomorfologia do riacho, a planície de inundação, assim como o hábitat e a dinâmica de organismos aquáticos. Segundo Roy (2013), a jusante dessas estruturas se observa o aumento da deposição de sedimentos e da relação largura-profundidade do canal e a jusante a erosão e aprofundamento do leito, o que torna o ambiente um hábitat inadequado para peixes.

Uma intervenção antrópica na BHAC com grande potencial de impacto sobre os riachos é a represa da Usina Termoeletrica Presidente Médici. As represas alteram drasticamente a dinâmica do fluxo e o transporte de sedimento nos rios e riachos, a qualidade da água, interrompem a continuidade longitudinal do rio, a migração de espécies de peixes e geram a homogeneização de habitats (SCHMUTZ e MOOG, 2018). A represa captura o sedimento fino tornando-o muito escasso na água a jusante, favorecendo a erosão do sedimento fino do canal a jusante, reduzindo a disponibilidade de habitats para espécies que utilizem o espaço intersticial (POFF *et al.*, 1997). Além disso, o modo de operação da barragem impacta principalmente o fluxo mínimo e o fluxo máximo do rio determinando a variação dos fluxos diários e sazonais a jusante (MAGILLIGAN e NISLOW, 2005; SCHMUTZ e MOOG, 2018).

Tendo em vista os principais impactos antrópicos identificados na avaliação da qualidade do hábitat nos riachos, este estudo recomenda que o acesso do gado à zona ripária seja impedido por meio de cercamentos e que o descarte dos rejeitos da mineração de carvão seja feito de forma que impossibilite a sua lixiviação para os cursos d'água. Além disso, cabe destacar que os riachos com zona ripária degradada são áreas prioritárias para ações de restauração, assim como os riachos assoreados pelo aporte de rejeitos da mineração de carvão.

O protocolo proposto neste estudo possibilita uma avaliação integrada da condição dos riachos, é um instrumento de fácil entendimento por não especialistas, é de rápida aplicação e baixo custo. No entanto, é importante destacar que a avaliação da qualidade do hábitat tem suas limitações e não exclui a necessidade de outros instrumentos tradicionalmente utilizados na avaliação e monitoramento da condição ambiental de rios e riachos. Por isso, recomenda-se também que sejam desenvolvidos estudos para investigar os riachos da BHAC quanto à condição da comunidade biótica e à qualidade da água, especialmente aqueles que recebem aporte de rejeitos da mineração de carvão.

De forma geral, a BHAC apresentou condição regular para a qualidade global do hábitat

nos riachos. Os principais impactos observados nos riachos estavam relacionados à presença de gado na zona ripária e o assoreamento devido à lixiviação de rejeitos da mineração de carvão. O protocolo de avaliação proposto neste estudo mostrou-se adequado para avaliar a qualidade do hábitat nos riachos e permitiu identificar dos principais impactos antrópicos sobre esses ecossistemas. Além disso, ele tem grande potencial como instrumento complementar a indicadores bióticos e de qualidade da água, otimizando programas de monitoramento, avaliação e restauração de bacias hidrográficas.

AGRADECIMENTOS

Este estudo foi desenvolvido como parte da minha dissertação de mestrado em Ecologia na Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Então, agradeço ao Programa de Pós Graduação e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de estudos recebida. Agradeço também às diversas pessoas que contribuíram para que este estudo pudesse ser realizado: professoras Maria Teresa R. Rodriguez e Catarina Pedrozo, Nelson Machado, Osvaldo Machado, Manoel da Cunha, Marcelo Saraiva, Daniela Ribeiro, Maria José Cardoso e André Fernandes.

REFERÊNCIAS

- AMOUR, C. L.; DUFF, D. A.; ELMORE, W. The effects of livestock grazing on riparian and stream ecosystems. **Fisheries**, Bethesda, v. 16, n. 1, p. 7-11, jan. 1991.
- BARBOUR, M. T. *et al.* **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers**: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. 2. ed. Washington, D. C.: USEPA, 1999.
- BENTOS, A. B. *et al.* Rapid assessment of habitat diversity along the Araras Stream, Brazil. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 25, n. 1, e20160024, jan.-mar. 2018.
- EBERSOLE, J. L.; LISS, W. J.; FRISSEL, C. A. Restoration of stream habitats in the Western United States: restoration as reexpression of habitat capacity. **Environmental Management**, New York, v. 21, n. 1, p. 1-14, jan. 1997.
- FARIAS, R. N. *et al.* Análise morfométrica e de usos do solo da bacia hidrográfica do Arroio Candiota, RS, Brasil. **Pesquisas em Geociências**, Porto Alegre, v. 42, n. 2, p. 159-172, mai./ago. 2015.
- FERREIRA, P. M. A. *et al.* Long-term ecological research in southern Brazil grasslands: effects of grazing exclusion and deferred grazing on plant and arthropod communities. **PLoS One**. v. 15, n. 1, e0227706, jan. 2020
- FRAZIER, J. W. *et al.* **Stream Condition Inventory Technical Guide**. Washington, D.C.: USDA Forest Service. 2005.
- GORDON, N. D. *et al.* **Stream Hydrology**: an introduction for ecologists. 2. ed. England: John Wiley & Sons. 2004
- HARDING, J. *et al.* **Stream Habitat Assessment Protocols for wadeable rivers and streams of New Zealand**. New Zealand: University of Canterbury, School of Biological Sciences. 2009.

- JONES, E. B. D. *et al.* The effects of riparian forest removal on fish assemblage in southern Appalachian streams. **Conservation Biology**, Washington D. C. , v. 13, n. 6, p. 1454-1465, dez. 1999.
- KAUFMANN , P. R.; ROBISON, E. G. Physical Habitat Characterization. In: LAZORCHACK, J. M.; KLEMM, D. J.; PECK, D. V. (eds). **Environmental monitoring and assessment program surface waters**: field operations and methods for measuring the ecological condition of Wadeable streams. Washington, D.C.: USEPA, 1998, p. 77-118.
- KAUFMANN, P. R. *et al.* **Quantifying physical habitat in wadeable streams**. Washington, D.C.: USEPA, 1999.
- LAZORCHAK, J. M.; HERLIHY, A. T.; GREEN, J. Rapid habitat and visual stream assessments. In: LAZORCHACK, J. M.; KLEMM, D. J.; PECK, D. V. (eds). **Environmental monitoring and assessment program surface waters**: field operations and methods for measuring the ecological condition of wadeable streams. Washington, D. C.: USEPA, 1998, p. 193-210.
- MADDOCK, I. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. **Freshwater Biology**, Malden, v. 41, n. 2, p. 373-391, mar. 1999.
- MAGILLIGAN, F. J.; NISLOW, K. H. Changes in hydrologic regime by dams. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 71, n. 1-2, p. 61-78, out. 2005.
- PETERSEN JR., R. C. The RCE: a Riparian, Channel, and Environmental Inventory for small streams in the agricultural landscape. **Freshwater Biology**, Malden, v. 27, n. 2, p. 295-306, abr. 1992.
- POFF, N. L. *et al.* The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. **Bioscience**, Oxford, v. 47, n. 11, p. 769-784, dez. 1997.
- RAY, S.; DEY, K. Coal mine water drainage: the current status and challenges. **Journal of The Institution of Engineers (India): Series D**, New Delhi, v. 101, n. 2, p. 165-172, jul.-dez. 2020.
- ROY, S. The effect of road crossing on river morphology and riverine aquatic life: a case study in Kunur River Basin, West Bengal. **Ethiopian Journal of Environmental Studies and Management**, Grahamstown, v. 6, n. 6, p. 435-445, dez. 2013.
- SCHMUTZ, S.; MOOG, O. Dams: Ecological impacts and management. In: SCHMUTZ, S.; SENDZIMIR, J. (eds.). **Riverine ecosystem management**: science for governing towards a sustainable future. Amsterdam: Springer International Publishing, 2018, p. 111-127.
- SWEENEY, B. W. *et al.* Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, D. C., v. 101, n. 39, p. 14132-14137, ago. 2004.
- TEIXEIRA, E. C.; PIRES, M. J. R. (coords). **Estudos Ambientais em Candiota**: carvão e seus impactos. Porto Alegre: FEPAM/FINEP/PDACT/CIAMB/FAPERGS. 2004.
- TOWNSEND, C. R. *et al.* Scale and the detection of land-use effects on morphology, vegetation and macroinvertebrate communities of grassland streams. **Freshwater Biology**, Malden, v. 49, n. 4, p. 448-462, mar. 2004.

TRIMBLE, S. W.; MENDEL, A. C. The cow as a geomorphic agent – a critical review. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 13, n. 1-4, p. 233-253, set. 1995.

STREAM HABITAT ASSESSMENT AND ITS POTENTIAL FOR WATERSHED MANAGEMENT

ABSTRACT – The streams and rivers degradation has many impacts on biotic communities and compromises the generation of diverse ecosystem services. Thus, instruments that assess these ecosystems in an integrated way and the anthropic impacts in the river basin become essential. In this sense, the Rapid Assessment Protocols (RAP) of stream habitats are a promising alternative. This study aimed to propose a RAP and demonstrate its potential as a complementary tool in the management of anthropized watersheds. The protocol, based on methods used in other countries, is composed of 11 metrics, which assess the quality of different attributes of the stream habitats, classifying them in four categories: “terrible”, “poor”, “regular” or “good”. The RAP was applied to 30 stream reaches in the Arroio Candiota river basin, located in the Southwest of the Rio Grande do Sul State, in Brazil. In relation to the stream global habitat quality, the “regular” condition was the predominant category. The habitat quality was associated with two impacts. One of them is the degradation of the riparian zone, especially due to the cattle grazing. The other is the silting up of the channel, mainly due to the input of from coal mining. The RAP was adequate to assess the stream habitat quality and allowed to identify the main anthropic impacts on these ecosystems. In addition, the proposed protocol has great potential as a complementary instrument together with biotic and water quality indicators, optimizing programs for watershed monitoring, evaluation and restoration.

KEYWORDS: water resources, environmental impacts, monitoring.



MUDANÇAS CLIMÁTICAS E SAÚDE URBANA

SEÇÃO 3

CAPÍTULO 9

PROJEÇÕES PARA OS EFEITOS DO AUMENTO DO NÍVEL DO MAR NO SUCESSO REPRODUTIVO DE TARTARUGAS MARINHAS NO BRASIL

Paula Rodrigues Nassar

<http://lattes.cnpq.br/6210497184831310>

Universidade Estadual de Santa Cruz,
Ilhéus - BA

Jonathas Barreto

<http://lattes.cnpq.br/8050645837597821>

Universidade Federal do Espírito Santo,
Vitória - ES

Alexandre Schiavetti

<http://lattes.cnpq.br/7401911259032570>

Universidade Estadual de Santa Cruz,
Ilhéus - BA

RESUMO – As mudanças climáticas já estão ocorrendo globalmente e a forma com que gestores e cidadãos irão responder a essas mudanças dependerá da rapidez das ações em contê-las e principalmente o conhecimento sobre o assunto. As tartarugas marinhas podem ser consideradas espécies sentinelas, como um indicador da saúde dos oceanos e do meio ambiente. Um dos impactos das mudanças climáticas sob as populações de tartarugas marinhas é a perda de praia de desova frente à elevação do nível do mar. Para isso, este estudo projetou possíveis perdas de área de desovas de três espécies de tartarugas marinhas (*Caretta caretta*, *Eretmochelys imbricata* e *Dermochelys*

coriacea) em quatro áreas reprodutivas do litoral brasileiro. Foram coletadas variáveis ambientais das praias e dos ninhos. Ninhos na zona de vegetação e com altas taxas de eclosão podem indicar um sucesso reprodutivo dessas espécies em áreas mais distantes da maré, caso seja necessário a redistribuição espacial dos ninhos. Notou-se que praia de perfil dissipativo seria o tipo de perfil mais prejudicado pela elevação do nível do mar, e no presente estudo, apenas *E. imbricata* apresentou desovas regulares na praia com essa morfodinâmica. Praias de perfil intermediário, nas quais foram observadas ninhos das três espécies, estariam sujeitas a impactos diferentes em cada projeção, dependentes principalmente da largura e da declividade da praia.

PALAVRAS-CHAVE: mudanças climáticas, tartarugas marinhas, aumento do nível do mar.

1. INTRODUÇÃO

As rápidas mudanças climáticas podem ter consequências em diversos estágios do ciclo de vida das tartarugas marinhas, desde impactos nas praias de nidificação pelo aumento do nível do mar (FISH et al., 2005; FUENTES et al., 2010) até em efeitos na disponibilidade de alimentos dos juvenis

e adultos (HAWKES et al., 2009). Além da destruição do habitat de nidificação, o impacto do aumento do nível do mar poderá também causar mudanças na distribuição espacial dos ninhos ao longo das praias (KATSELIDIS et al., 2013).

A localização de um ninho tem efeito significativo sobre o sucesso de eclosão, pois afeta o desenvolvimento embrionário, a susceptibilidade à predação e às frequências de inundação (FOWLER, 1979). Os ninhos das diferentes espécies de tartarugas marinhas apresentam restrições semelhantes para seu sucesso, porém estudos relatam padrões diferentes de distribuição espacial dos ninhos para cada espécie. Para *Caretta caretta* foram relatadas desovas em distâncias variadas em relação à linha da maré (GARMESTANI et al., 2000; CAMILLO et al., 2009). Já as desovas de *Eretmochelys imbricata* estão frequentemente associadas com a vegetação (CAMILLO et al., 2009; SERAFINI; LOPEZ; ROCHA, 2009) enquanto que *Dermochelys coriacea* normalmente apresenta preferência por desovar em menores distâncias da ação da maré (WHITMORE; DUTTON, 1985; KAMEL; MROSOVSKY, 2004). A preferência do local de nidificação poderá ser um indicativo de qual espécie seria mais afetada pela frequente inundação da zona costeira e qual espécie poderia redistribuir espacialmente seus ninhos sem afetar o sucesso reprodutivo.

Mudanças dos padrões geográficos de desovas ao longo da praia, como os esperados pelas mudanças climáticas, podem influenciar o potencial adaptativo de diferentes populações (PIKE, 2013). Sendo assim, perder área de desova poderá forçar uma mudança no padrão de distribuição espacial dos ninhos de cada espécie ao longo de toda a praia, e essa mudança no padrão poderá resultar na redução do sucesso de eclosão (HAWKES et al., 2009).

Os processos climáticos ocorrem simultaneamente em várias populações e causam efeitos acumulativos (FUENTES et al., 2011), atingindo cada região de uma maneira diferente (HARLEY et al., 2006). Sendo assim, nesse estudo foi investigada a vulnerabilidade de diferentes populações de tartarugas marinhas e diferentes praias de desovas na costa brasileira ao aumento do nível do mar e sua consequência no sucesso reprodutivo baseado na distribuição espacial dos ninhos.

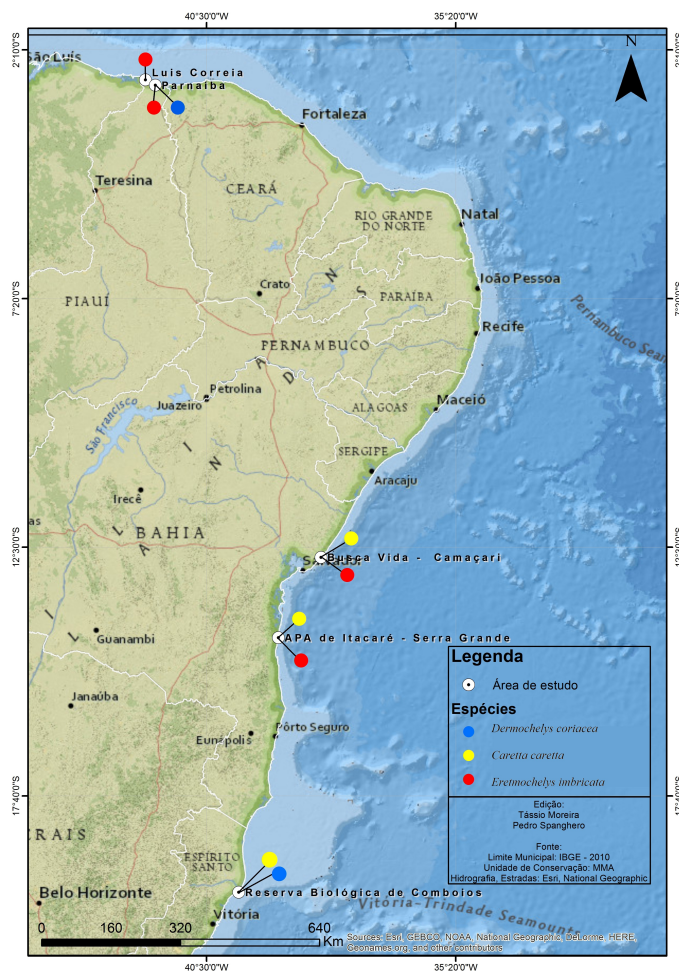
2. MÉTODOS

2.1. Áreas de Estudo

As áreas analisadas e as respectivas espécies estudadas se encontram na Figura 1. Na região nordeste do Brasil, o estudo se concentrou no estado da Bahia e do Piauí. No Piauí, o trecho estudado compreende as praias de Arrombado e Pedra do Sal, pertencentes à Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba e abrigam desovas de *E. imbricata* e *D. coriacea*. No litoral norte do estado da Bahia, o trecho estudado compreende a praia de Busca Vida e abriga desovas de *C. caretta* e *E. imbricata*. No litoral sul da Bahia, o trecho estudado compreende as praias de Itacarezinho, Patiziero e Pompilho, pertencentes à Área de Proteção Ambiental Costa

de Itacaré – Serra Grande e abriga desovas de *C. caretta* e *E. imbricata*. Na região sudeste do Brasil, o trecho estudado compreende a Reserva Biológica de Comboios e abriga desovas de *D. coriacea* e *C. caretta*.

Fig.1 – Mapa com a sinalização das áreas de estudo e as respectivas espécies estudadas.



2.2. Medição das características das praias

As coletas foram realizadas durante a temporada reprodutiva de 2013/2014. Para a obtenção de um perfil topográfico das praias de desovas, foram realizados transectos em linhas retas perpendiculares à linha da maré alta, nos quais foram medidos a largura da praia, inclinação da antepraia e coletadas amostras de areia da superfície. A morfologia das praias varia ao longo das estações, porém exceto em eventos extremos, suas características não mudam drasticamente (MUEHE, 2011).

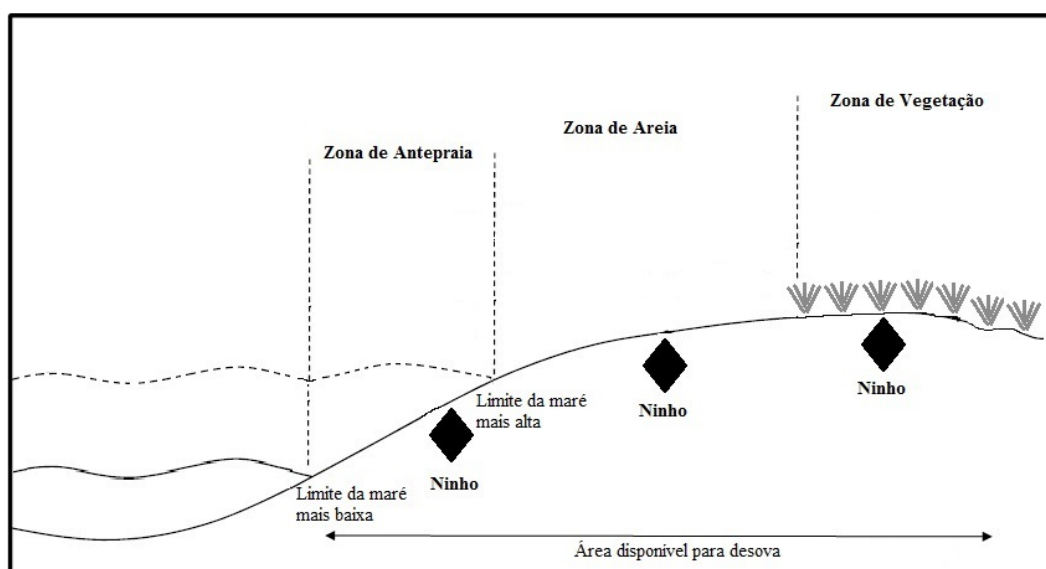
As coletas foram realizadas em marés de sizígia e de quadraturas, considerando-se a média dos valores nos cálculos. Aplicando o princípio dos vasos comunicantes, utilizou-se uma mangueira transparente para medir as inclinações das antepraias. Utilizou-se o Teorema de Pitágoras e a Trigonometria de Triângulo Retângulo para encontrar os ângulos das declividades das praias. As praias foram classificadas de acordo com o declive que apresentam (SHORT,

1999) em perfis dissipativos, intermediários e reflectivos. Analisou-se a relação e a correlação do diâmetro médio no ângulo de inclinação da antepraia.

2.3. Divisão da praia e coleta das variáveis dos ninhos

As praias foram divididas em zona de vegetação, zona de areia e zona de antepraia (Figura 2). A zona de vegetação classificada nesse estudo representa a porção da praia parcialmente ou totalmente recoberta por vegetação, traçada a partir de qualquer indicador de presença de vegetação fixa (presença de sistema radicular). A zona de areia representa a porção de praia compreendida entre a linha de maré alta e a borda da vegetação, enquanto que a zona de antepraia representa a região entre-marés, ou seja, entre o nível da maré baixa e o da maré alta. Utilizou-se o teste qui-quadrado para as análises de preferência do local de desova quanto às zonas ao longo das praias.

Fig. 2 – Esquema de divisão do zoneamento nas praias.



Fonte: Adaptado de SERAFINI; LOPEZ; ROCHA, 2009.

Analisou-se ninhos in situ, sem predação animal e sem intervenção humana. As informações coletadas dos ninhos foram as coordenadas geográficas (GPS (Garmin GPSmap 62sc, precisão de leitura 3 m), identificação da espécie e taxa de eclosão (porcentagem de filhotes nascidos). Foram calculados a média e o desvio padrão das taxas de eclosão dos ninhos distribuídos ao longo das praias.

O teste de One-way ANOVA foi utilizado para saber se houve diferença entre as taxas de eclosão nos diferentes zoneamentos da praia para dados normais e o teste de Kruskal-Wallis para dados não normais. Os cálculos estatísticos foram realizados nos programas Past (2.16) e RStudio (3.1.0).

2.4. Análise dos cenários do IPCC

Foram utilizadas três projeções de elevação do nível do mar, de acordo com IPCC (2013), para a construção de projeções de perda de habitat de desova. As projeções utilizadas se baseiam nos dois cenários extremos de elevação do nível do mar. O primeiro cenário, denominado RCP2,6, é o cenário mais otimista. Nele, a projeção para elevação do nível do mar compreende 0,26 m e 0,55 m até o ano 2100, denominadas nesse estudo como RCP2,6A e RCP2,6B, respectivamente. O cenário mais pessimista proposto pelo IPCC é denominado RCP8,5, em que a projeção de elevação máxima do nível do mar estaria em 0,85 m. As projeções foram elaboradas no programa AutoCad 2015, através de desenhos em 3D dos perfis topográficos de cada praia estudada com os dados levantados em campo.

3. RESULTADOS

3.1. Dados Gerais

Foram analisados 223 ninhos durante a temporada reprodutiva de 2013/2014 nas regiões de estudo (Tabela 1).

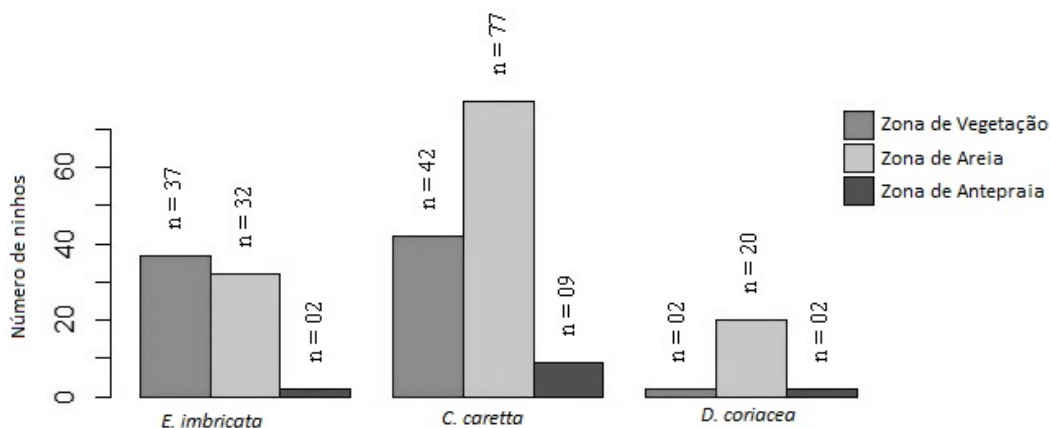
Tabela 1 – Total de ninhos das três espécies de tartarugas marinhas estudadas em cada região ^a: número de ninhos na praia de Arrombado/PI; ^b: número de ninhos na praia de Pedra do Sal /PI

	Reserva Biológica de Comboios/ES	APA Costa de Itacaré-Serra Grande/BA	Busca Vida/ BA	APA Delta do Parnaíba/PI	Total
<i>C. caretta</i>	64	24	40	–	128
<i>E. imbricata</i>	–	17	17	29 ^a 8 ^b	71
<i>D. coriacea</i>	12	–	–	12 ^b	24
Total	76	41	57	49	223

3.2. Seleção e influência do local de nidificação

Os ninhos das três espécies foram encontrados distribuídos na zona de vegetação, zona de areia e na zona de antepraia (Figura 3). Espécimes de *C. caretta* e *D. coriacea* apresentaram preferência significativa por zona de areia (Teste Qui-quadrado; $\chi^2_2 = 54,2$; $p < 0,05$ – para *C. caretta* e $\chi^2_2 = 27$; $p < 0,05$ – para *D. coriacea*), enquanto *E. imbricata* apresentou preferência por zona de vegetação ($\chi^2_2 = 30,2$; $p < 0,05$) (Figura 3).

Fig. 3 – Distribuição dos ninhos das três espécies entre as zonas de praia (n = 223 ninhos).



As taxas médias de eclosão dos ninhos em relação a sua localização nas três faixas das praias se encontram na Tabela 2. A taxa média de eclosão de *C. caretta* diferiu entre a zona de vegetação e a zona de areia (teste Kruskal Wallis; $\chi^2_{22} = 4,94$; $p < 0,05$). A taxa média de eclosão de *E. imbricata* (teste Kruskal Wallis; $\chi^2_{22} = 1,71$; $p > 0,05$) e *D. coriacea* não diferiram entre as diferentes zonas das praias (teste Kruskal Wallis; $\chi^2_{22} = 1,13$; $p > 0,05$).

Tabela 2 – Taxas de eclosão entre o zoneamento das praias (média de taxa de eclosão; DV = desvio padrão e n = número de ninhos analisados).

	Zona de Vegetação			Zona de Areia			Zona de Antepraia		
	Média	DP	N	Média	DP	N	Média	DP	N
<i>C. caretta</i>	81,4%	12,7%	42	74,9%	17,7%	77	79,2%	19,9%	9
<i>E. imbricata</i>	76%	20,6%	37	72,2%	25,9%	32	88,9%	0,3%	2
<i>D. coriacea</i>	45,7%	17,5%	2	43,4%	38,4%	20	14,6%	17,2%	2

3.3. Características gerais das praias de desovas

Os levantamentos dos perfis topográficos permitiram a identificação de três estágios morfodinâmicos das praias estudadas: dissipativo (declividade inferior ou igual a 2°), intermediário (declividade entre 3° e 5°) e reflectivo (declividade superior ou igual a 6°). Para praia de perfil dissipativo, apenas *E. imbricata* apresentou desovas regulares (Tabela 3). Constatou-se uma correlação significativa positiva regular ($r = 0,57$; $p < 0,05$) entre o ângulo de inclinação da antepraia e o diâmetro médio do sedimento dessa área.

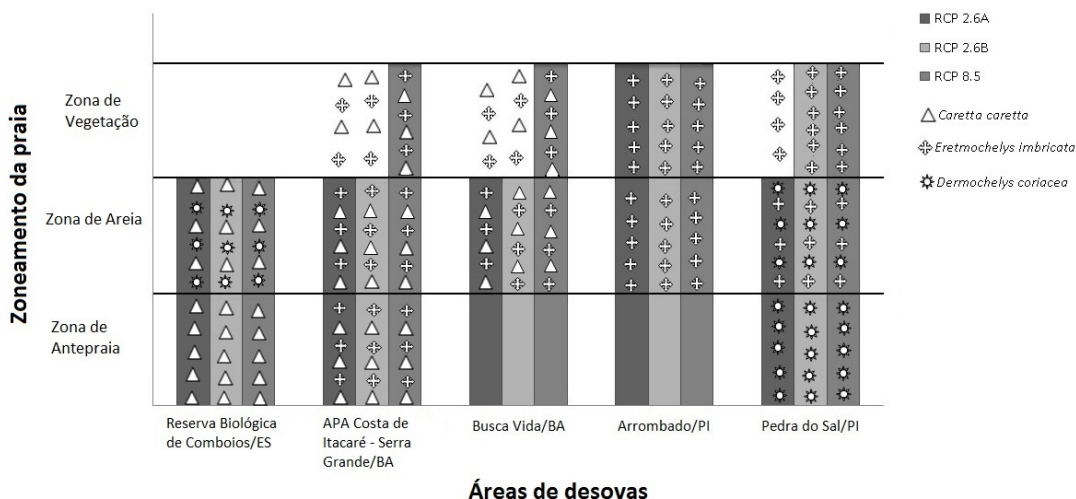
Tabela 3 – Características morfológicas das praias de estudo e as espécies com desovas regulares.

Área de estudo	Média do ângulo de inclinação (°)	Estágio morfodinâmico	Largura média (m)	Extensão total (km)	Espécies
Reserva Biológica de Comboios/ES	9,8	Reflectivo	38,18	37	CC / DC
APA Costa de Itacaré-Serra Grande/BA	4,8	Intermediário	42,44	11	CC / EI
Busca Vida/BA	5,0	Intermediário	45,87	6	CC / EI
Arrombado/PI	2,0	Dissipativo	112,41	5	EI
Pedra do Sal /PI	3,3	Intermediário	102,25	11	EI / DC

3.4 Análises das projeções dos cenários do IPCC

As porções das praias que poderão ser impactadas pelo aumento do nível do mar, de acordo com as projeções do IPCC, e a localização dos ninhos de cada espécie se encontram na Figura 4.

Fig. 4 – Zoneamento das praias e as respectivas localizações das desovas com as prováveis aéreas perdidas no diferentes cenários de aumento do nível do mar.



A praia da Reserva Biológica de Comboios/ES é uma praia de perfil reflectivo, portanto, sua inclinação preservaria a zona de vegetação, em todos os cenários de elevação do nível do mar. Entretanto, no presente estudo, não foram observadas desovas regulares de *C. caretta* e nem de *D. coriacea* nessa porção de praia.

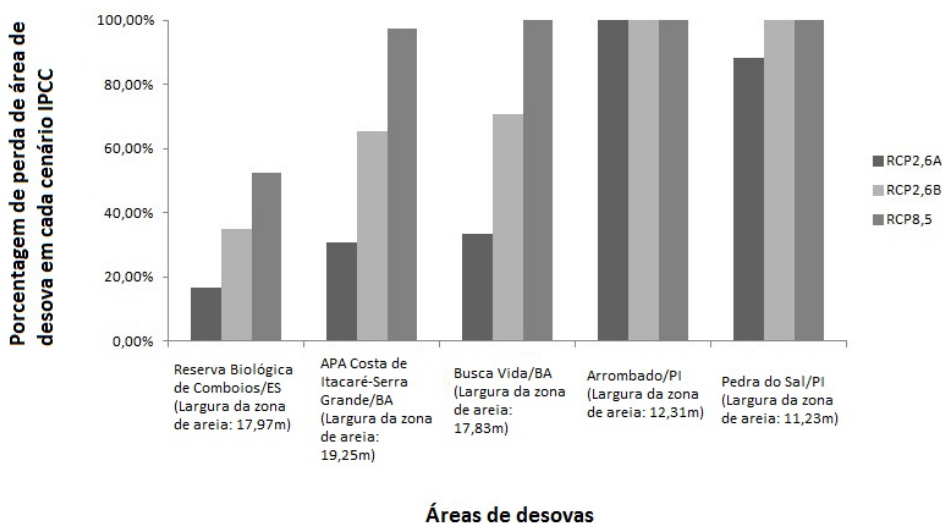
No litoral da Bahia, tanto a APA Costa de Itacaré – Serra Grande/BA quanto a praia Busca

Vida/BA, apresentam perfis de praias intermediárias com desovas regulares de *C. caretta* e *E. imbricata*. Dessa forma, as duas espécies poderiam perder totalmente a área de desova no cenário mais pessimista (RCP8,5), o qual excederia inclusive a zona de vegetação da praia. Nota-se que na APA Costa de Itacaré – Serra Grande/BA, foram registradas desovas das duas espécies nas três zonas de praia, enquanto que na praia Busca Vida/BA não foram constatadas desovas regulares na zona de antepraia.

Na APA do Delta do Parnaíba/PI foram analisadas duas praias. A praia Arrombado/PI, uma praia de perfil dissipativo, com desovas de *E. imbricata*, estaria ameaçada sob todos os cenários de projeções de aumento do nível do mar. Enquanto que a praia Pedra do Sal/PI, com características de perfil intermediário, só não estaria ameaçada por completo no cenário mais ameno de elevação do nível do mar (RCP2,6A). Porém, infelizmente, a área que poderia servir como um refúgio para as novas desovas frente à elevação do nível do mar seria a zona de vegetação, e no presente estudo, não foram constatadas desovas regulares de *D. coriacea* nessa área, apenas para *E. imbricata* que já possui frequência de desova nessa zona.

Os desenhos dos perfis topográficos realizados no programa AutoCad permitiram os cálculos de perda da zona de areia das praias de nidificação sob os diferentes cenários de projeção de aumento do nível do mar (Figura 5).

Fig. 5 – Porcentagem de área perdida nos locais estudados sob os diferentes cenários de elevação do nível do mar.



4. DISCUSSÃO

O sucesso de eclosão varia de acordo com as características ambientais e fatores externos durante o período de incubação, tais como a umidade no interior do ninho (ACKERMAN, 1997), infestações por fungos e bactérias (WYNEKEN et al., 1988; PHILLOTT et al., 2001), erosão pela maré e/ou predação (ECKERT, 1987; KARAVAS et al., 2005). Ninhos frequentemente inundados apresentam baixos sucessos de eclosão (WHITMORE; DUTTON, 1985; FOLEY et al., 2006)

devido aos níveis de salinidade (BUSTARD; GREENHAM, 1968) e umidade (MCGEHEE, 1990). Sendo assim, as espécies podem evitar intensas lavagens pela maré alta e erosão distribuindo seus ninhos ao longo da face de praia (FOWLER, 1979; KAMEL; MROSOVSKY, 2004). Em praias instáveis, dinâmicas e imprevisíveis, a estratégia das fêmeas poderia ser de espalhar seus ninhos em diferentes zonas da praia, com o intuito de dispersar também o risco sobre os ninhos (MROSOVSKY, 1983; ECKERT, 1987). Porém, a anatomia de cada espécie de tartaruga marinha e as características topográficas de cada praia de nidificação podem influenciar no local selecionado para desova.

As praias estudadas apresentaram características diversas entre elas e a preferência de cada espécie pelo perfil de praia pode ser explicada pelo tamanho corpóreo diferente entre as espécies. Praias de perfis reflectivos geralmente são praias instáveis e com grande inclinação de antepraia, desfavorecendo o tamanho de *E. imbricata*. Estudo com uma população de *E. imbricata* no Irã indicou que essa espécie possui mais sensibilidade à elevação da praia do que com a distância da linha da maré alta na seleção do seu local de desova (ZARE et al., 2012).

Um estudo na Flórida relatou a preferência de fêmeas de *C. caretta* por praias largas e com menor declividade (GARMESTANI et al., 2000). Entretanto, no presente estudo, as praias de desova de *C. caretta*, apresentaram grandes inclinações, porém, mais estreitas em relação à largura. Uma inclinação íngreme e largura estreita da praia podem favorecer as desovas em partes mais elevadas da praia, pois há menor gasto energético (ECKERT, 1987; LAMONT; CARTH, 2007).

No caso de *D. coriacea*, seu grande tamanho favorece a subida à praia por áreas mais inclinadas. Essa seleção do local de nidificação minimizaria a distância percorrida pela fêmea a fim de encontrar áreas mais elevadas, menos propensas às inundações das marés, tempestades ou águas subterrâneas (HENDRICKSON; BALASINGHAM, 1966; PRITCHARD, 1971). Os dados encontrados corroboram com outros estudos que também encontraram acentuadas declividades em praias de nidificação de *D. coriacea* (HERNÁNDEZ et al., 2007; ROE et al., 2013).

Constatou-se que os lugares que poderão sofrer maior impacto do aumento do nível do mar no Brasil poderiam ser as praias mais estreitas e com menores inclinações. Praias com topografias de baixa altitude apresentam tendência de serem mais vulneráveis às inundações pelo aumento do nível do mar (FISH et al., 2005; ADDO; ADEYEMI, 2013; KATSELIDIS et al., 2014), caso observado para a praia Arrombado/PI. Recentes estudos sugerem que até metade das atuais praias de nidificação disponíveis poderão ser perdidas com o aumento previsto do nível do mar (FISH et al., 2008; MAZARIS et al., 2009). Uma alternativa de amenizar os impactos na largura das praias de nidificação é a criação de grandes áreas de amortecimento próximas a essas áreas, como uma medida para facilitar a redistribuição das desovas (FISH et al., 2005; PIKE, 2013). Se as fêmeas forem capazes de acompanhar essas transformações e utilizar as novas informações para maximizar a sobrevivência dos filhotes, ou até mesmo, influenciar características como o sexo da ninhada, elas possuiriam uma vantagem seletiva

(HAYS; SPEAKMAN, 1993). Quando a informação ambiental não permite à fêmea selecionar o melhor local de sobrevivência da ninhada, pode ser que ocorra a dispersão dos ninhos ao longo da praia como uma forma de garantir o sucesso de eclosão em qualquer faixa praial (ECKERT, 1987; KAMEL; MROSOVSKY, 2005).

Esse fato pode ser observado em situações de frequentes alterações das praias de desovas (ECKERT, 1987) e consequentemente a distribuição espacial dos ninhos (ROE et al., 2013; LAMONT; HOUSER, 2014). Entretanto, a anatomia e morfologia das espécies devem ser levadas em consideração na seleção do novo local de nidificação das áreas transformadas. Do ponto de vista evolutivo, a seleção do local do ninho deve refletir os custos e benefícios para a fêmea e para os filhotes. Por vezes, o local favorável de nidificação para fêmea, pode trazer consequências negativas para a ninhada ou vice versa (MORTIMER, 1990; BJORN DAL; BOLTEN, 1992).

Um pós-praia preservado com vegetação ou um sistema de dunas adjacentes poderia auxiliar na capacidade de migração de areia em direção a terra (KATSELIDIS et al., 2014), favorecendo a redistribuição de ninhos, quando necessário. Entretanto, o que se costuma verificar no pós-praia desses locais de nidificações são intensos desenvolvimentos costeiros, que implicam no aumento da erosão da praia (LAMONT; HOUSER, 2014). Muitas vezes, essas estruturas rígidas acabam afetando a dinâmica natural das praias e a distribuição espacial dos ninhos de tartarugas marinhas, trazendo consequências no sucesso reprodutivo desses animais (WITHERINGTON et al., 2011; LAMONT; HOUSER, 2014). Os locais que merecem maior atenção nas estratégias para mitigar os impactos das mudanças climáticas são os locais que apresentam o movimento da praia restrito por barreiras naturais ou artificiais (FISH et al., 2005) e com baixa elevação (FUENTES et al., 2010).

De acordo com o estudo de Wallace et al. (2011), as regiões de nidificações de *C. caretta*, *E. imbricata* e de *D. coriacea* no Brasil, apresentam grandes ameaças às mudanças climáticas, sendo locais de reprodução vulneráveis. No presente estudo, o litoral do Piauí apresentou-se como o mais vulnerável ao aumento do nível do mar dentre os locais estudados, e não foi incluído no estudo de Wallace et al. (2011). Sendo assim, se faz necessária a inclusão dessa região de nidificação nos estudos futuros frente a atual situação preocupante das espécies que nidificam nessa região, *E. imbricata* e *D. coriacea*.

As estratégias para a preservação das áreas de desovas serão específicas para cada região e devem ser incorporadas no planejamento de conservação das espécies de tartarugas marinhas no Brasil. Recomenda-se um estudo complementar para avaliar a dinâmica das praias e sua relação com o pós-praia.

AGRADECIMENTOS

Agradecimentos a todos os parceiros envolvidos - Projeto Tamar, Instituto Companheiros do Txai (Projeto Txaitaruga) e Projeto Biomade. Ao programa de Pós-Graduação em Zoologia

da Universidade Estadual de Santa Cruz – Ilhéus/BA. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de mestrado à autora principal.

REFERÊNCIAS

- ACKERMAN, R.A. **The nest environment and the embryonic development of sea turtles.** In: Lutz, P.L. and Musick, J.A. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles*. Boca Raton, Florida: CRC Press, pp. 83–106, 1997.
- ADDO, K.A.; ADEYEMI, M. Assessing the impact of sea-level rise on a vulnerable coastal community in Accra, Ghana. *Jàmbá: Journal of Disaster Risk Studies* 5(1):1–8, 2013.
- BJORNDAL, K.A.; BOLTEN, A.B. **Spatial Distribution of Green Turtle (*Chelonia mydas*) Nests at Tortuguero, Costa Rica.** *Copeia* 1:45–55, 1992.
- BUSTARD, H.R.; GREENHAM, P. **Physical and chemical factors affecting hatching in the green sea turtle, *Chelonia mydas* (L.).** *Ecology* 49(2):269–276, 1968.
- CAMILLO, C.S. et al. **Reproduction of sea turtles (Testudines, Cheloniidae) in the Southern Coast of Bahia, Brazil.** *Biota Neotropica* 9(2):131–137, 2009.
- ECKERT, K.L. **Environmental unpredictability and leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) nest loss.** *Herpetologica* 43(3):315–323, 1987.
- FISH, M.R. et al. **Predicting the impact of sea-level rise on Caribbean sea turtle nesting habitat.** *Conservation Biology* 19:482–491, 2005.
- FISH, M.R. et al. **Construction setback regulations and sea-level rise: mitigating sea turtle nesting beach loss.** *Ocean and Coastal Management* 51:330–341, 2008.
- FOLEY, A.M.; PECK, S.A.; HARMAN, G.R. **Effects of sand characteristics and inundation on the hatching success of loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) clutches on the low-relief mangrove islands in Southwest Florida.** *Chelonian Conservation and Biology* 5(1):32–41, 2006.
- FOWLER, L.E. **Hatching success and nest predation in the green sea turtle, *Chelonia mydas*, at Tortuguero, Costa Rica.** *Ecology* 60(5):946–955, 1979.
- FUENTES, M.M.P.B. et al. **Potential impacts of projected sea level rise on sea turtle rookeries.** *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems* 20:132–139, 2010.
- FUENTES, M.M.P.B.; LIMPUS, C.J.; HAMANN, M. 2011. **Vulnerability of sea turtle nesting grounds to climate change.** *Global Change Biology* 17:140–153, 2011.
- GARMESTANI, A.S. et al. **Nest-site selection by the loggerhead sea turtle in Florida's Ten Thousand Islands.** *Journal of Herpetology* 34(4):504–510, 2000.
- HARLEY, C.D.G. et al. **The impacts of climate change in coastal marine systems.** *Ecology Letters* 9:228–241, 2006.

- HAWKES, L.A. et al. **Climate change and marine turtles.** *Endangered Species Research* 7:137–154, 2009.
- HAYS, G.C.; SPEAKMAN, J.R. **Nest placement by loggerhead turtles, *Caretta caretta*.** *Animal Behaviour* 45:47–53, 1993.
- HENDRICKSON, J.R.; BALASINGAM, E. **Nesting beach preferences of Malaysian sea turtles.** *Bulletin of the Natural Museum of Singapore* 33:69–76, 1966.
- HERNÁNDEZ, R. et al. **Nesting Distribution and Hatching Success of the Leatherback, *Dermochelys coriacea*, in Relation to Human Pressures at Playa Parguito, Margarita Island, Venezuela.** *Chelonian Conservation and Biology* 6(1):79–86, 2007.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE IPCC. Summary for Policymakers. In: **Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2013.
- KAMEL, S.J.; MROSOVSKY, N. **Nest site selection in leatherbacks, *Dermochelys coriacea*: individual patterns and their consequences.** *Animal Behaviour* 68(2):357–366, 2004.
- KAMEL, S.J.; MROSOVSKY, N. **Repeatability of nesting preferences in the hawksbill sea turtle, *Eretmochelys imbricata*, and their fitness consequences.** *Animal Behaviour* 70:819–828, 2005.
- KARAVAS, N. et al. **Vegetation and sand characteristics influencing nesting activity of *Caretta caretta* on Sekania beach.** *Biological Conservation* 121:177–188, 2005.
- KATSELIDIS, K.A. et al. **Evidence-based management to regulate the impact of tourism at a key marine turtle rookery at Zakynthos Island, Greece.** *Oryx* 47:584–594, 2013.
- KATSELIDIS, K.A. et al. **Employing sea-level rise scenarios to strategically select sea turtle nesting habitat important for long-term management at a temperate breeding area.** *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 450:47–54, 2014.
- LAMONT, M.M.; CARTHY, R.R. **Response of nesting sea turtles to barrier island dynamics.** *Chelonian Conservation and Biology* 6:206–212, 2007.
- LAMONT, M.M.; HOUSER, C. **Spatial distribution of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) emergences along a highly dynamic beach in the northern Gulf of Mexico.** *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 453:98–107, 2014.
- MAZARIS, A.D.; MASTINOS, G.; PANTIS, J.D. **Evaluating the impacts of coastal squeeze on sea turtle nesting.** *Ocean Coast Management* 52:139–145, 2009.
- MCGEHEE, M.A. **Effects of moisture on eggs and hatchlings of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*).** *Herpetologica* 46(3):251–258, 1990.
- MORTIMER, J.A. **The Influence of Beach Sand Characteristics on the Nesting Behavior and Clutch Survival of**

Green Turtles (*Chelonia mydas*). Copeia 3:802–817, 1990.

MROSOVSKY, N. **Ecology and nest-site selection of leatherback turtles *Dermochelys coriacea*.** Biological Conservation 26:47–56, 1983.

MUEHE, D. **Coastal Erosion – Trend or Extreme Events? The Coastline Between Rio de Janeiro and Cape Frio, Brazil.** Journal of Integrated Coastal Zone Management 11(3):315–325, 2011.

PHILLOTT, A.D.; PARMENTER, C.J.; LIMPUS, C.J. **Mycoflora identified from failed green (*Chelonia mydas*) and loggerhead (*Caretta caretta*) sea turtle eggs at Heron Island, Australia.** Chelonian Conservation and Biology 4(1):170–172, 2001.

PIKE, D.A. **Climate Influences the Global Distribution of Sea Turtle Nesting.** Global Ecology and Biogeography 22:555–566, 2013.

PRITCHARD, P. **The leatherback or leathery turtle (*Dermochelys coriacea*).** IUCN Monograph, Marine Turtle Series 1:1–39, 1971.

ROE, J.H.; CLUNE, P.R.; PALADINO, F.V. **Characteristics of a Leatherback Nesting Beach and Implications for Coastal Development.** Chelonian Conservation and Biology 12(1):34–43, 2013.

SERAFINI, T.Z.; LOPEZ, G.G.; ROCHA, P.L.B. **Nest site selection and hatching success of hawksbill and loggerhead sea turtle (*Testudines, Cheloniidae*) at Arembepe beach, northeastern Brazil.** Phyllomedusa 8(1):3–17, 2009.

SHORT, A.D. **Handbook of Beach and Shoreface Morphodynamics.** John Wiley & Sons, Chichester, 379 pp, 1999.

ZARE, R.; VAGHEFI, M.E.; KAMEL, S.J. **Nest Location and Clutch Success of the Hawksbill Sea Turtle (*Eretmochelys imbricata*) at Shidvar Island, Iran.** Chelonian Conservation and Biology 11(2):229–234, 2012.

WALLACE, B. P. et al. **Global Conservation Priorities for Marine Turtles.** PLoS ONE 6(9):1–14, 2011.

WHITMORE, C.P.; DUTTON, P.H. **Infertility, embryonic mortality and nest-site selection in leatherback and green sea turtles in Suriname.** Biological Conservation 34(3):251–272, 1985.

WITHERINGTON, B.; HIRAMA, S.; MOSIER, A. **Sea turtle responses to barriers on their nesting beach.** Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 401:1–6, 2011.

WYNEKEN, J. et al. **Egg failure in natural and relocated sea turtle nests.** Journal of Herpetology 22(1):88–96, 1988.

PROJECTIONS FOR SEA-LEVEL RISE EFFECTS ON THE REPRODUCTIVE SUCCESS OF SEA TURTLES IN BRAZIL

ABSTRACT – Climate change is taking place on a global scale. How citizens will respond to such changes will depend on actions to mitigate them and on knowledge about them. Marine turtles can be considered sentinels that indicate environmental and marine health. One of the impacts of climate change on marine turtle populations is the loss of nesting beaches due to rising sea levels. In this study, we have projected possible loss of nesting

areas of three marine turtle species (*Caretta caretta*, *Eretmochelys imbricata*, and *Dermochelys coriacea*) in four reproductive areas of the Brazilian coast. Environmental variables of the beaches and nests were collected. In case spatial redistribution of the nests is necessary, nests located in vegetation zones and with high hatching rates may indicate the reproductive success of these species in areas that are more distant from the tide. Beaches with dissipative profile were the most affected by rising sea levels, and in this study only *E. imbricata* nested regularly on beaches with this morphodynamics. Beaches with intermediate profile, where nests of the three species were observed, would be subject to different impact in each projection, which would depend on beach width and declivity.

KEYWORDS: climate change, sea turtles, sea level rise.

CAPÍTULO 10

BR-OVT, STICKY BR-OVT E DOUBLE BR-OVT: POUCAS ADAPTAÇÕES, MÚLTIPLAS FUNCIONALIDADES

Morgana do Nascimento Xavier

<http://lattes.cnpq.br/4957779053335533>

Instituto Aggeu Magalhães, Fundação
Oswaldo Cruz (Fiocruz-PE), Recife-PE
Centro Acadêmico de Vitória, Universidade
Federal de Pernambuco,
Vitória de Santo Antão -PE

Rosângela Maria Rodrigues Barbosa

<http://lattes.cnpq.br/1441332436624261>

Instituto Aggeu Magalhães, Fundação
Oswaldo Cruz (Fiocruz-PE), Recife -PE

Cláudia Maria Fontes de Oliveira

<http://lattes.cnpq.br/4031844994058757>

Instituto Aggeu Magalhães, Fundação
Oswaldo Cruz (Fiocruz-PE), Recife -PE

RESUMO – *Culex quinquefasciatus* e *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) são insetos de grande importância para a saúde pública, pois estão envolvidos na veiculação de diferentes patógenos. Embora existam vacinas comercialmente disponíveis para a febre amarela e a dengue, novos casos destas doenças vêm sendo registrados. Além disso, apesar de existir tratamento medicamentoso para a filariose linfática, esta doença ainda não foi eliminada no Brasil. Dessa forma, o controle de culicídeos assume uma importância fundamental na

redução do contato entre o patógeno e o homem. Nesse sentido, apresentamos o desenvolvimento de três armadilhas, que têm a capacidade de coletar mosquitos em diferentes fases do seu ciclo de vida - BR-OVT, Sticky BR-OVT e Double BR-OVT - e que podem contribuir com ações de vigilância e controle de culicídeos vetores. A primeira é uma armadilha de oviposição desenvolvida para a coleta de ovos de *C. quinquefasciatus*. A Sticky BR-OVT é um modelo de armadilha proveniente de adaptações da BR-OVT e que além de retirar ovos de *C. quinquefasciatus* do ambiente, também aprisiona os mosquitos adultos. A Double BR-OVT é uma armadilha que tem capacidade para coletar concomitantemente ovos e mosquitos adultos de *C. quinquefasciatus* e *Aedes* spp., o que pode gerar um importante retorno social, visto que agrega no mesmo instrumento a captura de duas espécies entomológicas de importância médica, em diferentes fases de seu ciclo vida. Estas armadilhas apresentam pequenas modificações entre si. Contudo, são sensíveis e eficazes ao que se propõem e por isso, podem ser facilmente empregadas em estratégias de vigilância entomológica.

PALAVRAS-CHAVE : *Culex quinquefasciatus*, *Aedes aegypti*, vigilância entomológica, controle de mosquitos, armadilhas adesivas

1. INTRODUÇÃO

Culex quinquefasciatus Say, 1823 e *Aedes aegypti* (Linnaeus, 1762) são insetos de grande importância para a saúde pública (FORATINNI, 2002), pois estão envolvidos na veiculação de diferentes arbovírus (ALBUQUERQUE et al., 2012; GUEDES et al., 2018; SARDELIS et al., 2001). *C. quinquefasciatus* é o único vetor de *Wuchereria bancrofti*, nematódeo causador da filariose linfática nas Américas (WHITE, 1989) e a presença destes mosquitos é frequentemente associada ao incômodo provocado pela hematofagia, necessária às fêmeas para a maturação dos ovos (FORATINNI, 2002; NATAL et al., 2004).

No Brasil, os registros de casos de pessoas acometidas por dengue, Zika, chikungunya continuam acontecendo (BOLETIM EPIDEMIOLÓGICO, 2020; 2021). Apesar de existir vacinas comercialmente disponíveis contra a dengue e febre amarela, apenas a vacina antiamarílica é disponibilizada pelo Sistema Único de Saúde (SUS) (PRECIOSO et al., 2015). Para combater a filariose linfática, realiza-se a distribuição de medicamento antifilarial para a população de áreas endêmicas (ICHIMORI et al., 2014). Apesar disso, novos casos de pessoas acometidas pelo nematódeo da filariose linfática foram registrados no bairro de Nova Descoberta, em Recife-PE (ARAÚJO, 2020). Esse cenário contribui com a manutenção da circulação destes patógenos no país e os registros contínuos destas doenças inspira preocupação, sobretudo em um momento em que o número de casos de pessoas infectadas por Covid-19 cresce vertiginosamente (BOLETIM EPIDEMIOLÓGICO ESPECIAL, 2021). Por isso, a adoção de estratégias que prevejam o controle de mosquitos pode contribuir com a redução populacional destes insetos, e, consequentemente, com a diminuição do número de pessoas acometidas pelos diferentes patógenos (XAVIER et al., 2020).

Atualmente, as campanhas de controle de *A. aegypti* no Brasil estão baseadas no tratamento de criadouros positivos, a partir do emprego de reguladores de crescimento como o Diflubenzuron, Novaluron e Pyriproxyfen (BENELLI, 2015). Entretanto, o uso indiscriminado destes produtos pode provocar efeitos nocivos na saúde humana e no meio ambiente, levando-nos a questionar se o custo e a manutenção de programas baseados, principalmente, no emprego destes inseticidas justificam o uso exclusivo desta estratégia (BOLETIM EPIDEMIOLÓGICO, 2012). Portanto, o emprego de outros métodos, como a utilização de armadilhas para o controle de mosquitos, pode contribuir com o controle populacional desses insetos e reduzir a necessidade do uso contínuo de compostos químicos (BENELLI, 2015).

Muitos estudos já demonstraram o potencial do emprego de diferentes armadilhas para a vigilância de culicídeos vetores (BARBOSA et al., 2007; BARBOSA; REGIS, 2011; CODEÇO et al., 2015; HENSSON et al., 2015; REGIS et al., 2008). Além disso, outros autores já relataram a eficácia do emprego destas armadilhas para o controle de *A. aegypti*: Regis et al. (2013) avaliaram o impacto do uso massivo de ovitrampas em Santa Cruz do Capibaribe e Ipojuca (PE) e observaram reduções importantes no número de ovos coletados nas duas cidades pernambucanas. Similarmente, Barrera et al. (2014) demonstraram que o uso de três armadilhas por residência reduziu o número de *A. aegypti* em Porto Rico. Embora *C.*

quinquefasciatus também esteja envolvido na veiculação de diferentes patógenos, registros de estratégias de controle desse mosquito a partir do emprego de armadilhas não foram identificadas. Pretendendo contribuir com a adoção de estratégias que auxiliem a vigilância de culicídeos vetores, apresentamos três armadilhas, desenvolvidas para a coleta de culicídeos, bem como seu desempenho para o monitoramento desses culicídeos.

2. ECOBIOLOGIA DE CULICÍDEOS (DIPTERA: CULICIDAE)

Os culicídeos são insetos que pertencem à Ordem Diptera e dependendo da região, podem ser conhecidos como pernilongos, muriçocas ou carapanãs (CONSOLI; LOURENÇO-DE-OLIVEIRA, 1994). Estes insetos são colonizadores de habitats instáveis, apresentam elevada fecundidade, produzindo mais de dez gerações por ano, e curto ciclo biológico, que dura 15 dias, aproximadamente. O desenvolvimento de culicídeos é do tipo holometabólico, compreendendo quatro estágios bem definidos: ovo, larva, pupa e mosquito adulto (CONSOLI; LOURENÇO-DE-OLIVEIRA, 1994; FORATTINI, 2002).

Fatores como temperatura e pluviometria podem influenciar a duração do ciclo de vida dos mosquitos, bem como a sua densidade no ambiente (ARAÚJO; UCHÔA; ALVES, 2019; BHATTACHARYA; BASU, 2016; BRASIL, 2011; FORATTINI, 2002). Barbosa e Regis, 2011 e Regis et al., 2008 observaram a influência da precipitação na flutuação populacional de culicídeos e perceberam a importância deste fator climático, sobretudo, após períodos de seca, devido ao aumento da área de superfície de coleções de água já existentes e surgimento de novos locais de reprodução. Clements (1999) demonstrou que em locais onde há predominância de baixas temperaturas, o número de mosquitos é reduzido, possivelmente, devido ao mau funcionamento dos músculos responsáveis pelo voo. Por outro lado, as populações de mosquitos tendem a aumentar nos meses mais quentes. Portanto, em países de regiões tropicais e subtropicais, como o Brasil, onde o clima, que alia elevadas taxas de precipitação e altas temperaturas, contribui com a manutenção de altas taxas de reprodução mosquitos, favorecendo, conseqüentemente, o aumento de surtos de doenças, em decorrência de suas elevadas densidades populacionais (ARAÚJO; UCHÔA; ALVES, 2019; BRASIL, 2011; FORATTINI, 2002; NATAL et al., 2004; REGIS et al., 2008).

Os insetos da família Culicidae são agrupados em três subfamílias: Toxorhynchites, que corresponde a mosquitos coloridos, grandes e não hematófagos e por isso, não têm importância na transmissão de patógenos; Anophelinae e Culicinae, que incluem muitos insetos de importância médica. No entanto, a subfamília Culicinae é considerada a maior, visto que agrega cerca de 3.000 espécies, dentre as quais *Culex quinquefasciatus* e *Aedes aegypti* (CARDOSO; CORSEUIL; BARATA, 2005; CONSOLI; LOURENÇO-DE-OLIVEIRA, 1994), duas espécies de grande importância para a saúde pública e que estão bem estabelecidas no território brasileiro.

2.1. *Culex quinquefasciatus* SAY, 1823

Culex quinquefasciatus foi descrito pela primeira vez por Thomas Say em 1823, após coletas feitas no rio Mississipi, nos Estados Unidos (BHATTACHARYA; BASU, 2016). Atualmente, este mosquito apresenta distribuição cosmopolita, estando bem estabelecido em países das regiões tropicais e subtropicais (FONSECA et al., 2006; FORATTINI, 2002). Sua abundância é fortemente influenciada pela presença humana e urbanização, e no Brasil, este culicídeo pode ser encontrado desde regiões florestais até o semiárido (GUEDES, 2012).

Osovosão depositados de forma agrupada (jangada) na superfície da água, permanecendo aderidos uns aos outros (BRASIL, 2011; CLEMENTS, 1999). As jangadas medem cerca de seis milímetros de comprimento e podem conter entre 150 e 280 ovos (BRASIL, 2011; CLEMENTS, 1999; FORATTINI, 2002). Cada ovo possui, em sua porção apical, uma gotícula de feromônio de oviposição de agregação ((5R, 6S)-acetoxi-5-hexadecanolide), que é liberada lentamente e atrai outras fêmeas para depositarem seus ovos no mesmo criadouro (BLACKWELL et al., 1993; CLEMENTS, 1999). As larvas e pupas de *C. quinquefasciatus* se desenvolvem em criadouros artificiais, localizados em nível do solo, que contêm água parada ou com pouco movimento e alta concentração de matéria orgânica, como fossas, canais, lagoas de tratamento de águas residuais e transbordamento de esgotos (BLACKWELL et al., 1993; FORATTINI, 2002; REGIS et al., 1996). Os mosquitos adultos apresentam a coloração marrom e possuem um hábito preferencialmente noturno, no qual suas fêmeas são frequentemente observadas assediando humanos para realização do repasto sanguíneo (CONSOLI; LOURENÇO-DE-OLIVEIRA, 1994; FORATTINI, 2002).

O hábito hematofágico das fêmeas de *C. quinquefasciatus* associado à sua capacidade de se infectar por patógenos causadores de doenças ao homem tornam esta espécie importante para a saúde pública (FORATTINI, 2002; NATAL et al., 2004). Essas características favorecem seu potencial de agente transmissor de patógenos, como o vírus do Nilo Ocidental (MARTINS et al., 2019; SARDELIS et al., 2001), da encefalite Saint Louis (FORATTINI, 2002) e Oropouche (CARDOSO; CORSEUIL; BARATA, 2005). Embora *A. aegypti* seja o principal vetor do vírus Zika, estudos realizados por Guo et al. (2016) e Guedes et al. (2017) demonstraram que as fêmeas de *C. quinquefasciatus* também possuem competência para veicular este arbovírus. Além disso, no Brasil, a transmissão do nematódeo que causa a filariose linfática, *W. bancrofti*, depende exclusivamente da picada de uma fêmea infectada de *C. quinquefasciatus* (BRASIL, 2011; ORGANIZAÇÃO PAN-AMERICANA DE SAÚDE, 2017).

2.2. *Aedes aegypti* (LINNAEUS, 1762)

Aedes aegypti é um inseto que foi originalmente descrito na África Subsaariana (TABACHNICK, 1991) e embora esteja bem estabelecido nas regiões tropicais e subtropicais, atualmente, apresenta distribuição cosmopolita (CONSOLI; LOURENÇO-DE-OLIVEIRA, 1994; FORATTINI, 2002). Acredita-se que a facilidade na mobilidade de produtos que podiam conter formas imaturas de *A. aegypti*, através de embarcações, trens, automóveis e aviões favoreceu

para a ampliação da ocorrência deste mosquito (CONSOLI; LOURENÇO-DE-OLIVEIRA, 1994).

Os ovos de *A. aegypti* são depositados nas paredes de criadouros potencialmente inundáveis, entre 10 e 50 mm acima da linha da água (COLTON et al., 2003) e permanecem firmemente aderidos ao substrato, podendo se manter viáveis por longos períodos de dessecação, resistindo até 450 dias (SILVA; SILVA, 1999). As larvas e pupas se desenvolvem em recipientes artificiais que acumulam água com baixa concentração de matéria orgânica, visto que o acúmulo de água favorece a eclosão das larvas após rápido desenvolvimento embrionário (CONSOLI; LOURENÇO-DE-OLIVEIRA, 1994; FORATTINI, 2002). Os mosquitos apresentam uma coloração que varia do marrom claro ao negro e em seu escudo destacam-se escamas branco-prateadas, que formam uma “lira” (FORATTINI, 2002). O repasto sanguíneo das fêmeas *A. aegypti* ocorre prioritariamente durante o dia, sendo os períodos de maior atividade aqueles que compreendem duas horas depois do amanhecer e duas horas antes do anoitecer (CLEMENTS, 1999; FORATTINI, 2002). Após a maturação, os ovos são distribuídos entre diferentes criadouros (*skip oviposition*). Entretanto, quando privadas de um local para ovipositar, as fêmeas depositam todos os ovos em um único local, quando o substrato é oferecido (CLEMENTS, 1999). O hábito de fracionar a deposição dos ovos permite que uma fêmea disponha seus ovos em diferentes criadouros, contribuindo para a dispersão da espécie e dificultando o sucesso de ações de controle de mosquitos *A. aegypti* do ambiente (REGIS et al., 2008).

Assim como *C. quinquefasciatus*, *A. aegypti* também possui um importante papel na transmissão de diferentes patógenos (MUSSO et al., 2018), demonstrando competência para veicular o vírus dengue, que no Brasil, circula concomitantemente a outros arbovírus (BOLETIM EPIDEMIOLÓGICO, 2021; 2020), como àqueles que causam a chikungunya e a Zika, que dentre as arboviroses que circulam no Brasil, representou, em pouco tempo, uma grande preocupação para a saúde pública, pois sua ocorrência em gestantes pode levar o feto a desenvolver a Síndrome congênita do vírus Zika (HAZIN et al., 2016; MIRANDA-FILHO et al., 2016). Adicionalmente, o mosquito *A. aegypti* possui competência para veicular o vírus que causa a febre amarela urbana (COSTA et al., 2011). Contudo, esta doença não é relatada no país desde 1942 (ALBUQUERQUE et al., 2012). Embora a dengue e a febre amarela possuam vacinas, como medida profilática para reduzir o número de ocorrências destas arboviroses (PRECIOSO et al., 2015), o controle de culicídeos vetores ainda é a melhor estratégia para limitar o contato do patógeno com o homem, sobretudo para doenças que não dispõem de vacinas, como Zika e chikungunya.

3. ESTRATÉGIAS PARA O CONTROLE DE MOSQUITOS NO BRASIL

Pretendendo minimizar os impactos provenientes das altas taxas de infecção por dengue no Brasil, em 2002, o Ministério da Saúde lançou o Programa Nacional de Controle da Dengue (PNCD), que direciona as ações de controle do mosquito no país até hoje (BRASIL 2002). Mas, atualmente, o controle de culicídeos vetores tem se constituído um importante

desafio, especialmente nos países em desenvolvimento, como o Brasil, onde as condições socioambientais são favoráveis à expansão destes insetos (BRASIL, 2002; DONALÍSIO; GLASSER, 2002). Nesse sentido, o emprego de armadilhas pode conferir resultados efetivos na redução de culicídeos (BARRERA et al., 2014; REGIS et al., 2013). As armadilhas podem ser valiosas ferramentas empregadas para auxiliar os métodos comumente utilizados no controle de vetores. Elas constituem um método eficiente para detectar a presença do mosquito e coletá-los, requerendo um nível mínimo de intervenção humana. Essa estratégia pode ser importante, sobretudo, em áreas onde não há muitos agentes para a execução da tarefa. Dessa forma, além de contribuir com as ações de vigilância entomológica, a coleta das formas imaturas dos mosquitos pode ser mais uma estratégia para prevenir ou diminuir o nível populacional dos mosquitos, uma vez que estes instrumentos têm o potencial de retirar do ambiente ovo e/ou adultos, favorecendo, conseqüentemente, a intensidade dos surtos de doenças (REGIS et al., 2008).

4. BR-OVT, STICKY BR-OVT E DOUBLE BR-OVT: POUCAS ADAPTAÇÕES, MÚLTIPLAS FUNCIONALIDADES

Pretendendo contribuir com o desenvolvimento de instrumentos que auxiliassem no monitoramento de populações de *C. quinquefasciatus*, Barbosa et al. (2007) descreveram a BR-OVT (Figura 1A), uma ferramenta desenvolvida para coletar ovos de *C. quinquefasciatus*, agrupados em jangadas. Esta armadilha foi criada a partir de estudos do comportamento de oviposição de fêmeas de *C. quinquefasciatus* e está composta por uma caixa de polietileno na cor preta (13 cm × 35 cm × 24 cm) com uma abertura central de 16 × 9 cm na face superior e em seu interior, um recipiente preto de plástico preto com capacidade de 800 mL, frequentemente preenchido com uma solução obtida a partir da fermentação de *Megathyrus maximus* (Poaceae), para atrair as fêmeas de *C. quinquefasciatus* para realizar oviposição. Os resultados obtidos por Barbosa e Regis (2011) e Correia et al., (2012) demonstraram a capacidade da BR-OVT para coletar eficazmente as jangadas de *C. quinquefasciatus*. Nestes estudos, também se observou a sensibilidade desta armadilha para atuar como uma ferramenta para o monitoramento das flutuações populacionais de *C. quinquefasciatus*, influenciadas tanto pelas variações climáticas, quanto pelos microambientes residenciais, reforçando o emprego dessa armadilha como instrumento para a vigilância de *C. quinquefasciatus*.

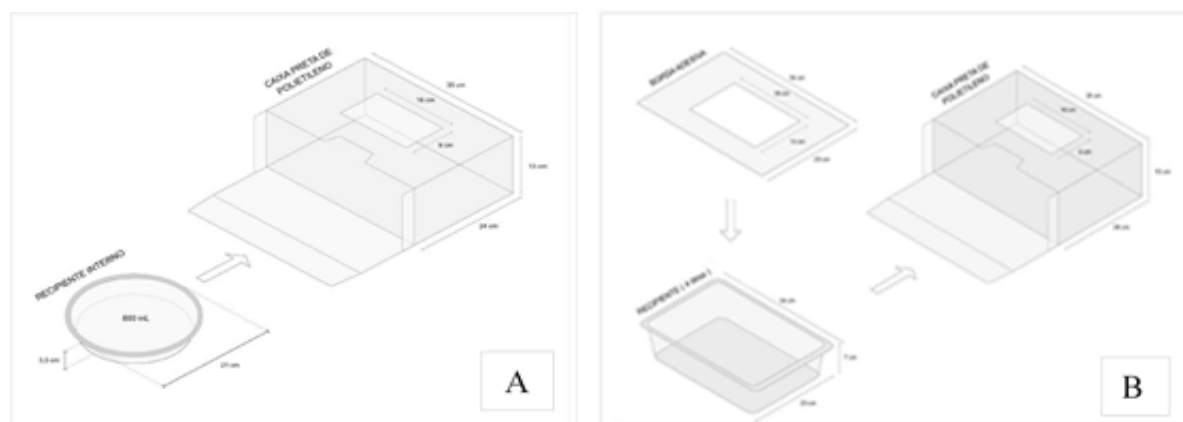
Durante o uso da BR-OVT em campo, percebeu-se a presença de mosquitos adultos repousando em seu interior. Este elemento foi importante para o estabelecimento de adaptações que pudessem aprisionar os mosquitos adultos. Dessa forma, Xavier et al. (2018) desenvolveram a Sticky BR-OVT (Figura 1B), uma armadilha que compartilha com a BR-OVT a presença da caixa preta de polietileno e agrega em sua estrutura características físicas (cor e disponibilidade de abrigo) que atraem fêmeas grávidas de *C. quinquefasciatus* (BARBOSA et al., 2007). Porém, a Sticky BR-OVT traz modificações importantes: a inserção de um substrato adesivo (a borda adesiva), onde os mosquitos adultos são aprisionados e a mudança do recipiente (de 800 mL para 4 L), o que permite maior permanência dessa armadilha no

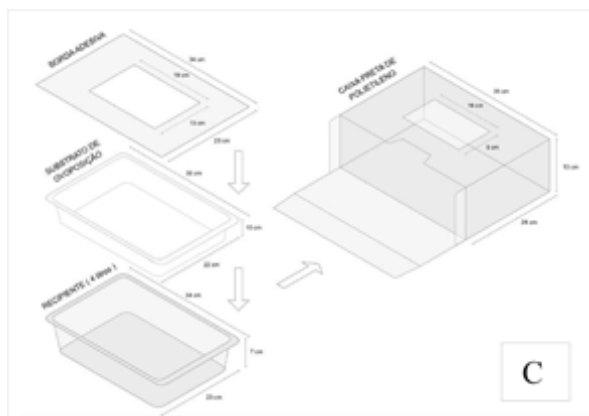
ambiente, capacitando-a para coletar concomitantemente ovos e mosquitos adultos de *C. quinquefasciatus*. Os resultados obtidos por Xavier et al. (2018) demonstraram que a Sticky BR-OVT possui capacidade para capturar culicídeos de importância médica, além de unir a capacidade de coletar adultos e ovos de *C. quinquefasciatus*, assim como *Aedes* spp. adultos em um único dispositivo, conferindo um ganho operacional à armadilha, o que pode contribuir com a adoção de estratégias de vigilância de mosquitos vetores.

A coleta de *Aedes* spp. na Sticky BR-OVT foi um resultado surpreendente, visto que a armadilha inicialmente havia sido desenvolvida para a coleta de *C. quinquefasciatus*. Por isso, acreditando que a armadilha Sticky BR-OVT também poderia ser empregada para coletar ovos e mosquitos adultos de *Aedes* spp., adaptamos a Sticky BR-OVT e atribuímos a esse modelo o nome Double BR-OVT (Figura 1C) (XAVIER et al., 2020), que a partir da inserção de um substrato para a coleta de ovos de *Aedes*, unifica a coleta de ovos e mosquitos adultos de *C. quinquefasciatus* e *Aedes* spp., o que torna esse instrumento potencialmente empregável em estratégias de monitoramento desses culicídeos. Além disso, a Double BR-OVT pode gerar um importante retorno social à saúde, principalmente em áreas onde há pouca disponibilidade de recursos humanos, pois essa armadilha atua na remoção direta de mosquitos de importância médica, permanecendo efetiva por 60 dias (XAVIER et al., 2020).

Estudos similares, que envolvem a adaptação de armadilha com o intuito de promover seu aperfeiçoamento, foram realizados com a Box Gravid trap, utilizada para atrair e coletar fêmeas grávidas de *C. quinquefasciatus*. Braks e Cardé (2007) propuseram algumas alterações na Box Gravid trap e a partir desta configuração, desenvolveram um modelo adesivo da armadilha, a Sticky Grid gravid trap. Contudo, a versão adesiva da Box gravid trap não apresentou o desempenho esperado pelos autores, diferente do que foi observado para a “família” de armadilhas BR-OVT, em que as armadilhas demonstraram ser eficazes, tanto para a coleta de ovos quanto de mosquitos adultos.

Figura 1: Desenhos esquemáticos da BR-OVT (A), Sticky BR-OVT (B) e Double BR-OVT (C) e seus componentes.





5. CONCLUSÃO

O emprego de armadilhas pode ser uma importante estratégia para compor ações de vigilância e controle de culicídeos vetores. Nesse sentido, a BR-OVT, Sticky BR-OVT e Double BR-OVT se prestam a ações de monitoramento de mosquitos vetores, visto que são armadilhas sensíveis à presença dos culicídeos e suas flutuações populacionais, além de capturar ovos e mosquitos adultos eficazmente, o que pode contribuir com a redução do contato do patógeno com o homem, reduzindo assim, o número de pessoas acometidas com doenças veiculadas por mosquitos vetores.

REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, I. G. C. et al. Chikungunya virus infection: report of the first case diagnosed in Rio de Janeiro, Brazil. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, Brasília, v. 45, n. 1, p. 128-129, 2012.
- ARAÚJO, R. A. F.; UCHÔA, N. M.; ALVES, J. M. B. Influence of meteorological variables on the prevalence of diseases transmitted by *Aedes aegypti* vector. **Revista Brasileira de Meteorologia**, 2019. v. 34, n. 3, p. 439–447.
- ARAÚJO, T. A. **Pesquisa de avaliação da transmissão de *Wuchereria bancrofti* por xenomonitoramento molecular em áreas com filariose linfática no Brasil**. 2020. Tese (Doutorado em Biociências e Biotecnologia em Saúde) - Instituto Aggeu Magalhães, Fundação Oswaldo Cruz, Recife, 2020.
- BARBOSA, R. M. R. et al. Laboratory and field evaluation of an oviposition trap for *Culex quinquefasciatus* (Diptera: Culicidae). **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, Rio de Janeiro, v. 102, p. 523-529, 2007.
- BARBOSA, R. M. R.; REGIS, L. N. Monitoring temporal fluctuations of *Culex quinquefasciatus* using oviposition traps containing attractant and larvicide in an urban environment in Recife, Brazil. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, Rio de Janeiro, v. 106, n. 4, p. 451-455, 2011.
- BARRERA, R. et al. Sustained, area-wide control of *Aedes aegypti* using CDC autocidal gravid ovitraps. **American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, Baltimore, v. 91, n. 6, p. 1269-1276, 2014.
- BENELLI, G. Research in mosquito control: current challenges for a brighter future. **Parasitology Research**,

Berlin, v. 114, n. 8, p. 2801–2805, 2015.

BHATTACHARYA, S.; BASU, P. The Southern house mosquito, *Culex quinquefasciatus*: profile of a smart vector. **Journal of Entomology and Zoology Studies**, Delhi, v. 4, n. 2, p. 73-81, 2016.

BLACKWELL, A. et al. A behavioural and electrophysiological study of oviposition cues for *Culex quinquefasciatus*. **Physiological Entomology**, London, v. 18, n. 4, p. 343-348, 1993.

BOLETIM EPIDEMIOLÓGICO. **Monitoramento dos casos de arboviroses urbanas transmitidas pelo *Aedes aegypti* (dengue, chikungunya e Zika), Semanas Epidemiológicas 1 a 14, 2020**. Brasília: Ministério da Saúde, 2020. Disponível em: <<https://antigo.saude.gov.br/images/pdf/2020/April/13/Boletim-epidemiologico-SVS-15.pdf>>. Acesso em: 20 abr. 2021.

_____. **Monitoramento dos casos de arboviroses urbanas causados por vírus transmitidos pelo mosquito *Aedes* (dengue, chikungunya e Zika), semanas epidemiológicas 1 a 14, 2021**. Brasília: Ministério da Saúde, 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/saude/pt-br/media/pdf/2021/abril/17/boletim_epidemiologico_svs_14.pdf>. Acesso em: 20 abr. 2021.

_____. **Avaliação de Conhecimentos, Atitudes e Práticas dos Agentes de Saúde Ambiental e Controle de Endemias (Asace) do município do Recife em relação ao Diflubenzuron, Pernambuco, 2011**. Brasília: Ministério da Saúde, 2012. Disponível em: <<http://portal.arquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2014/julho/23/BE-2012-43--4---pag-7-a-10-Agente-ambiental.pdf>>. Acesso em: 20 abr 2021.

BOLETIM EPIDEMIOLÓGICO ESPECIAL. **Doença pelo Coronavírus COVID-19. Doença pelo Coronavírus COVID-19**. Brasília: Ministério da Saúde, 2021. Disponível em: <<https://ourworldindata.org/coronavirus>>. Acesso em: 20 abr. 2021.

BRAKS, M. A.; CARDÉ, R. T. Improving efficacy of Box gravid traps for collecting *Culex quinquefasciatus*. **Journal of Vector Ecology**, Santa Ana, v. 32, n. 1, p. 83-89, 2007.

BRASIL. **Guia de Vigilância do *Culex quinquefasciatus***. Brasília: Ministério da Saúde, 2011.

_____. **Programa Nacional de Controle da Dengue (PNCD)**. Brasília: Ministério da Saúde, 2002.

CARDOSO, J. D. C.; CORSEUIL, E.; BARATA, J. M. S. Culicinae (Diptera, Culicidae) ocorrentes no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, 2005. v. 49, n. 2, p. 275–287.

CLEMENTS, A.N. **The biology of mosquitoes: Sensory reception and behavior**, v.2. Wallingford: Caby Publishing, 1999.

CODEÇO, C. T. et al. Surveillance of *Aedes aegypti*: Comparison of House Index with Four Alternative Traps. **PLoS Neglected Tropical Diseases**, San Francisco, v. 9, n. 2, p. e0003475, 2015. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4323346/pdf/pntd.0003475.pdf>>. Acesso em: 21 abr 2021.

COLTON, Y. M.; CHADEE, D. D.; SEVERSON, D. W. Natural skip oviposition of the mosquito *Aedes aegypti* indicated by codominant genetic markers. **Medical and Veterinary Entomology**, Oxford, v.17, n. 2, p. 195-204, 2003.

CONSOLI, R. A. G. B.; LOURENÇO-DE-OLIVEIRA, R. **Principais mosquitos de importância sanitária no Brasil**. Rio de Janeiro: Fiocruz, 1994.

CORREIA, J. C. et al. Residential characteristics aggravating infestation by *Culex quinquefasciatus* in a region of Northeastern Brazil. **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v. 46, n. 6, p. 935-941, 2012.

COSTA, Z. G. A. et al. Evolução histórica da vigilância epidemiológica e do controle da febre amarela no Brasil. **Revista Pan-Amazônica de Saúde**, Ananindeua, v. 2, n. 1, p. 11-26, 2011.

DONALÍSIO, M. R.; GLASSER, C. M. Vigilância entomológica e controle de vetores do Dengue. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, São Paulo, v. 5, n. 3, p. 259-272, 2002.

FONSECA, D. M. et al. Pathways of expansion and multiple introductions illustrated by large genetic differentiation among worldwide populations of the southern house mosquito. **American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, Baltimore, v. 74, p. 284-289, 2006.

FORATTINI, O. P. **Culicidologia médica**: identificação, biologia, epidemiologia. São Paulo: Ed. da Universidade de São Paulo, 2002. v. 2.

GUEDES, D. R. D. et al. Zika virus replication in the mosquito *Culex quinquefasciatus* in Brazil. **Emerging Microbes & Infections**, New York, v. 6, n. 8, p. e69, 2017. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5583667/pdf/emi201759a.pdf>>. Acesso em 23 abr 2021.

GUEDES, M. L. P. Culicidae (Diptera) no Brasil: relações entre diversidade, distribuição e enfermidades. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 2, p. 283-296, 2012.

GUO, X. X. et al. *Culex pipiens quinquefasciatus*: a potential vector to transmit Zika virus. **Emerging microbes & infections**, New York, v. 5, n. 9, p. e102, 2016. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5113053/pdf/emi2016102a.pdf>>. Acesso em 23 abr 2021.

HAZIN, A. N. et al. Computed Tomographic Findings in Microcephaly Associated with Zika Virus. **New England Journal of Medicine**, Boston, v. 374, p. 2193-2195, 2016.

HESSON, J. C. et al. Trapping biases of *Culex torrentium* and *Culex pipiens* revealed by comparison of captures in CDC traps, ovitraps, and gravid traps. **Journal of Vector Ecology**, Santa Ana, v. 40, n. 1, p. 158-163, 2015.

ICHIMORI, K. et al. Global Programme to Eliminate Lymphatic Filariasis: The Processes Underlying Programme Success. **PLoS Neglected Tropical Diseases**, San Francisco, v. 8, n. 12, p. e3328, 2014. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4263400/pdf/pntd.0003328.pdf>>. Acesso em: 23 abr 2021.

MARTINS, L. C. et al. First isolation of west nile virus in brazil. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, 2019. v. 114, n. 1, p. 180332. Disponível em: <<http://orcid.org/0000-0001-8385-8253>>. Acesso em: 20 abr. 2021.

MIRANDA-FILHO, D. B. et al. Initial Description of the Presumed Congenital Zika Syndrome. **American Journal of Public Health**, Washington, v. 106, n. 4, p. 598-600, 2016.

MUSSO, D. et al. Unexpected outbreaks of arbovirus infections: lessons learned from the Pacific and tropical

America. **The Lancet Infectious Diseases**, 2018. v. 18, n. 11, p. e355–e361. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S147330991830269X>>. Acesso em: 20 abr. 2021.

NATAL, D. et al. O mosquito das águas poluídas. **Saneas**, São Paulo, p. 26-31, 2004.

ORGANIZAÇÃO PAN-AMERICANA DE SAÚDE. **Lymphatic Filariasis**. Washington, 2017. Disponível em: <<https://www.paho.org/hq/dmdocuments/2017/2017-cha-filariasis-factsheet-pub.pdf>>. Acesso em: 19 abr 2021.

PRECIOSO, A. R. et al. Clinical evaluation strategies for a live attenuated tetravalent dengue vaccine. **Vaccine**, Kidlington, v. 33, n. 50, p. 7121-7125, 2015.

REGIS, L. et al. Developing new approaches for detecting and preventing *Aedes aegypti* population outbreaks: basis for surveillance, alert and control system. **Memorias do Instituto Oswaldo Cruz**, Rio de Janeiro, v. 103, n. 1, p. 50-59, 2008.

_____. Sustained reduction of the dengue vector population resulting from an integrated control strategy applied in two Brazilian cities. **PLOS ONE**, San Francisco, v. 8, p. e67682, 2013. Disponível em: <<https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0067682>>. Acesso em: 19 abr 2021.

0067682>. Acesso em: 19 abr 2021.

SARDELIS, M. R. et al. Vector competence of selected North American *Culex* and *Coquillettidia* mosquitoes for West Nile virus. **Emerging Infectious Diseases**, Atlanta, v. 7, p. 1018-1022, 2001.

SILVA, H. H. G.; SILVA, I. G. Influência do período de quiescência dos ovos sobre o ciclo evolutivo de *Aedes aegypti* (Linnaeus, 1762) (Diptera, Culicidae) em condições de laboratório. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, Brasília, n. 32, p. 349-355, 1999.

TABACHNICK, W. J. Evolutionary genetics and arthropod-borne disease: The yellow fever mosquito. **Annals of the Entomological Society of America**, Oxford, v. 37, n. 1, p. 14-26, 1991.

WHITE, G. B. **Lymphatic filariasis**. In: ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE. Divisão de Biologia e controle vetorial. Geographical Distribution of Arthropod-borne Diseases and their Principal Vectors. Geneve, 1989. p. 23-34.

XAVIER, M.N. et al. Field evaluation of sticky BR-OVT traps to collect culicids eggs and adult mosquitoes inside houses. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, Brasília, v.51, n.3, p. 297-303, 2018.

_____. Double BR-OVT: A new trap model for collecting eggs and adult mosquitoes from *Culex quinquefasciatus* and *Aedes* spp. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo**, São Paulo, v. 62, p. 1–8, 2020. Disponível em: <<http://doi.org/10.1590/S1678-9946202062094>>. Acesso em: 21 abr. 2021.

BR-OVT, STICKY BR-OVT AND DOUBLE BR-OVT: FEW ADAPTATIONS, MULTIPLE FUNCTIONALITIES

ABSTRACT - *Culex quinquefasciatus* and *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) are insects of great importance for public health, as they are involved in the transmission of different pathogens. Although vaccines are commercially

available for yellow fever and dengue fever, new cases of these diseases have been reported. In addition, although there is drug treatment for lymphatic filariasis, this disease has not yet been eliminated in Brazil. Thus, the control of culicids assumes a fundamental importance in reducing the contact between the pathogen and man. In this sense, we present the development of three traps, which can collect mosquitoes at different stages of their life cycle - BR-OVT, Sticky BR-OVT and Double BR-OVT - and that can contribute to surveillance and control actions of culicidae vectors. The first is an oviposition trap developed to collect eggs from *C. quinquefasciatus*. The Sticky BR-OVT is a trap model from adaptations of the BR-OVT and that in addition to removing eggs from *C. quinquefasciatus* from the environment, it also traps adult mosquitoes. Double BR-OVT is a trap that has the capacity to simultaneously collect adult eggs and mosquitoes from *C. quinquefasciatus* and *Aedes* spp., Which can generate an important social return, since it aggregates the capture of two important entomological species in the same instrument. at different stages of its life cycle. These traps show slight modifications to each other. However, they are sensitive and effective to what they propose and, therefore, they can be easily used in entomological surveillance strategies.

KEYWORDS: *Culex quinquefasciatus*, *Aedes aegypti*, entomological surveillance, mosquito control, adhesive traps

ÍNDICE REMISSIVO

A

Adaptações 48, 141, 146

Aedes aegypti 141, 142, 143, 144, 148, 149, 151

Agricultura 21, 72, 73, 74, 75, 76, 93, 94, 95, 96, 98

Amazônia 47, 49, 73, 93

Ambientais 57, 58, 65, 116, 124, 127, 134

Ameaças 12, 13, 14, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 27, 30, 33, 36, 37, 39, 40, 41, 42, 75, 136

Antártica 7, 9, 56, 57, 58, 59, 61, 62, 63, 64, 65, 66

Aplicação 5, 7, 10, 111, 113, 116, 122

Arbusculares 7, 9, 56, 57, 58, 64, 65, 66, 67

Área 7, 10, 13, 14, 18, 19, 22, 28, 36, 40, 42, 47, 48, 49, 51, 53, 56, 58, 61, 62, 63, 64, 65, 66, 70, 74, 75, 76, 80, 82, 94, 95, 96, 102, 104, 108, 110

Armadilhas Adesivas 141

Aumento 7, 10, 21, 42, 48, 50, 51, 61, 66, 71, 72, 73, 79, 80, 81, 92, 95, 121, 122, 127, 128, 133, 134, 135, 136, 143

Avaliação 7, 10, 18, 19, 31, 44, 115, 116, 117, 121, 122, 123, 148, 149

B

Bacias hidrográficas 7, 10, 115, 116, 123

Bahia 73, 74, 75, 76, 78, 79, 80, 81, 82, 83, 84, 86, 87, 89, 89, 90, 91, 91, 93, 94, 96, 99, 100, 128

Baía do Almirantado 7, 9, 56, 58, 60, 63, 66

Biodiversidade 12, 13, 14, 19, 21, 22, 23, 27, 36, 37, 39, 40, 41, 42, 72, 73, 93, 95, 96

Biossólido 7, 10, 103, 104, 110, 111, 113

Brasil 5, 10, 16, 18, 20, 31, 33, 36, 39, 41, 43, 56, 58, 59, 59, 60, 73, 74, 75, 98, 103, 111, 135, 142, 145

C

Carbono 7, 9, 47, 48, 49, 52, 53, 57

Cerrado 44, 54, 71, 73, 75, 75, 76, 79, 80, 81, 83, 85, 88, 91, 92, 94, 95, 96, 97, 98, 102, 104, 105, 108, 109, 110, 111, 114, 155

Climáticas 7, 10, 72, 127, 136,

Conservação 7, 12, 13, 14, 16, 17, 18, 23, 27, 28, 29, 31, 32, 36, 37, 39, 40, 41, 42, 43, 44, 45, 72, 74, 93, 95, 96, 97, 98, 112, 116, 136, 155

Controle de Mosquitos 141, 142, 145

Crescimento 7, 9, 17, 47, 48, 49, 53, 65, 71, 72, 73, 74, 79, 80, 86, 87, 88, 92, 95, 102, 103, 104, 105, 108, 109, 110, 142

Culex quinquefasciatus 141, 142, 143, 144, 151, 152

Cultivadas 7, 9, 50, 51, 52, 53, 73

D

Deschampsia Antarctica 9, 56, 58, 59, 60, 63, 65, 66, 70

Desenvolvimento Humano 7, 9, 71, 72, 73, 76, 77, 79, 80, 86, 92, 93

Desenvolvimento Vegetal 7, 9, 58

Destruição 7, 9, 12, 13, 71, 79, 84, 85, 86, 87, 88, 89, 90, 91, 92, 93, 94, 128

Distrito Federal 7, 10, 104

Diversidade 7, 9, 13, 39, 56, 57, 58, 63, 64, 65, 66, 73, 75, 121

E

Ecologia 7, 9, 123
Ecosistêmico 40, 41, 71, 72, 79, 92, 93, 96, 115
Efeito 7, 10, 13, 37, 47, 48, 49, 102, 104, 105, 121, 127, 128, 142
Empréstimo 7, 10, 102, 103, 104, 110
Entomológica 8, 141, 146, 152
Espinhaço Mineiro 7, 9, 12, 13, 15, 16, 19, 20, 21, 28, 29, 30, 36, 37, 38, 39, 40
Extinção 12, 13, 14, 16, 18, 20, 28, 30, 31, 33, 37, 38, 39, 41, 42

F

Faveira-atanã 47, 48, 49, 55
Flora 7, 9, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 20, 21, 28, 31, 33, 36, 38, 39, 40, 41, 73
Florestal 20, 47, 72, 106
Funcionalidades 8, 10, 146
Fungos Micorrízicos 7, 9, 56, 57, 58

G

Gestão 7, 10, 115, 116

H

Hábitat 7, 10, 12, 13, 16, 18, 30, 37, 38, 39, 41, 46, 56, 65, 70, 72, 73, 78, 91, 93, 100, 115, 116, 117, 118, 119, 120, 121, 122, 123, 125, 128, 131, 143
Hídrico 72, 93, 115
Humano 7, 9, 71, 72, 73, 76, 77, 79, 80, 86, 92, 93, 96, 115, 144, 147

I

Ilha 7, 9, 56, 58, 59, 60, 63, 66
Impacto 7, 9, 13, 18, 19, 22, 37, 57, 63, 72, 115, 116, 119, 120, 121, 122, 123, 127, 128, 135, 136, 142, 145
Impactos Ambientais 115
Índice de Vulnerabilidade 12, 18, 30, 31

L

Lacuna 12, 14, 17, 18, 28, 29, 31, 32, 36, 39, 41, 48, 73, 95

M

Mar 7, 10, 127, 128, 131, 134, 135, 136
Marinhas 7, 8, 10, 127, 128, 131, 136
Micorrízicos Arbusculares 7, 9, 56, 57, 58
Mineiro 7, 9, 12, 13, 15, 16, 19, 20, 21, 28, 29, 30, 36, 37, 38, 39, 40, 41
Monitoramento 103, 115, 122, 123, 143, 146, 147, 148
Mosquito 141, 143, 144, 145, 146, 147, 148
Mudanças Climáticas 7, 10, 48, 72, 127, 128, 136
Mudas 7, 9, 47, 48, 49, 50, 51, 52, 53, 102, 103, 104, 105, 106, 110
Múltiplas 8, 10, 146

N

Nativo 7, 9, 17, 20, 38, 58, 65, 66, 71, 75, 76, 79, 84, 85, 86, 87, 88, 89, 90, 91, 92, 93, 104, 110
Nível do Mar 7, 10, 127, 128, 131, 133, 134, 135, 136

P

Parkia gigantocarpa 7, 9, 47, 48, 49, 50, 51, 52, 53
Poda 7, 10, 102, 103, 104, 105, 108, 110
Potencial 7, 10, 18, 19, 37, 49, 57, 75, 103, 115, 116, 122, 123, 128, 142, 144, 145, 146, 147
Prioridades em Conservação 12, 31, 41
Projeção 7, 10, 17, 73, 74, 95, 127, 131, 133, 134

R

Raízes 7, 9, 48, 49, 52, 53, 56, 57, 58, 59, 60, 61, 62, 63, 64, 65, 66
Recuperação 40, 48, 76, 95, 103
Recursos Hídricos 115
Reprodutivo 7, 10, 127, 128, 136
Resíduos 7, 10, 102, 103, 104, 105, 106, 108, 110
Revegetação 7, 10, 102, 110
Riacho 7, 10, 115, 116, 117, 118, 119, 120, 121, 122, 123
Risco de Extinção 12, 14, 16, 18, 28, 31, 37, 38, 41, 42

S

Saúde 7, 10, 76, 116, 127, 141, 142, 143, 144, 145, 147
Serviços Ecossistêmicos 40, 41, 71, 72, 79, 92, 93, 96, 115
Sombra 47, 48, 50, 51, 52
Sombreamento 7, 9, 47, 48, 49, 50, 51, 52, 53, 121

T

Tartarugas Marinhas 7, 8, 10, 127, 128, 131, 136

U

Urbano 7, 10, 12, 14, 19, 20, 23, 30, 31, 38, 39, 41, 42, 102, 103, 110, 145

V

Vegetação Nativa 7, 9, 20, 71, 75, 76, 79, 84, 85, 86, 87, 88, 89, 90, 91, 92, 93, 94
Vegetal 7, 9, 14, 16, 19, 24, 25, 26, 49, 56, 58, 65, 66, 72, 75, 93, 102, 103, 107
Vigilância Entomológica 8, 141, 146
Vulnerabilidade 7, 9, 12, 13, 14, 16, 18, 20, 30, 31, 32, 33, 34, 35, 37, 38, 39, 128

SOBRE OS ORGANIZADORES

Leonardo Pereira Fraga

Biólogo, mestre em Ecologia (2016) e especialista em Sociobiodiversidade e Sustentabilidade no Cerrado (2018) pela Universidade de Brasília. Licenciado em Ciências Biológicas pela Universidade Católica de Brasília (2013). Trabalhou como pesquisador voluntário no Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Parque Nacional de Brasília). Atualmente, é professor efetivo no Colégio Militar de Brasília. Desenvolve pesquisas na área de Ecologia Aplicada, com ênfase em Recuperação de Áreas Degradadas e Ecologia de Estradas, atuando nos seguintes temas: inter-relações fauna-habitat em ambientes degradados/em recuperação, espécies invasoras em ambientes naturais/antrópicos e monitoramento de sistemas em recuperação.

Patrícia Köster e Silva

Atualmente é consultora na área ambiental. Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Presidente Antônio Carlos (2006), Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre pela Universidade Federal de Minas Gerais (2008), especialização em Direito Ambiental pela Universidade Paulista (2015) e doutorado em Ecologia pela Universidade de São Paulo (2017). Tem experiência em pesquisa e na docência de diferentes grupos etários, do ensino fundamental à pós-graduação, assessoria de executivos em grupos multinacionais, inclusive no exterior, secretariado executivo bilíngue, tradução de documentação técnica do alemão para o português, treinamento de Sistemas de Produção no chão de fábrica, interface com parceiros no exterior e atendimento ao público de sistemas bancários. Conduziu e coordenou projetos científicos na área de biologia da conservação e ecologia com os principais temas: mapeamento de sítios prioritários de fauna e flora brasileira ameaçada de extinção, através da utilização de sistemas de informação geográfica.



Pesquisa e Aplicação em Ciências Biológicas

www.bookerfield.com



contato@bookerfield.com



[@bookerfield](#)



Bookerfield Editora





Pesquisa e Aplicação em Ciências Biológicas

www.bookerfield.com



contato@bookerfield.com



[@bookerfield](https://www.instagram.com/bookerfield)



Bookerfield Editora



ISBN: 978-65-89929-05-5

