

**ESTRATÉGIAS PARA ACELERAR A SUCESSÃO
ECOLÓGICA EM ÁREAS DEGRADADAS NO
ENTORNO DA UHE EMBORCAÇÃO:**

*Serviços Ecológicos em Favor
da Restauração Ambiental*



**ESTRATÉGIAS PARA ACELERAR A SUCESSÃO
ECOLÓGICA EM ÁREAS DEGRADADAS NO
ENTORNO DA UHE EMBORCAÇÃO:**

*Serviços Ecológicos em Favor
da Restauração Ambiental*



Dra. Yasmine Antonini

Dra. Cristiane Martins Leandro

Dra. Thaise de Oliveira Bahia



FUNPEC-RP
Editora

São Paulo
Ribeirão Preto
2021

ESTRATÉGIAS PARA ACELERAR A SUCESSÃO ECOLÓGICA EM ÁREAS
DEGRADADAS NO ENTORNO DA UHE EMBORCAÇÃO:
SERVIÇOS ECOLÓGICOS EM FAVOR DA RESTAURAÇÃO AMBIENTAL

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

Antonini, Yasmine

Estratégias para acelerar a sucessão ecológica
em áreas degradada no entorno da UHE emborcação :
serviços ecológicos em favor da restauração
ambiental / Yasmine Antonini, Cristiane
Martins Leandro, Thaise de Oliveira Bahia. --
Ribeirão Preto, SP : Funpec Editora, 2021.

Vários autores.

Vários colaboradores.

Bibliografia.

ISBN 978-85-7747-181-2

1. Ecologia 2. Degradação ambiental 3. Degradação
ambiental - Aspectos sociais 4. Meio ambiente
5. Sustentabilidade ambiental I. Leandro, Cristiane
Martins. II. Bahia, Thaise de Oliveira. III. Título.

21-94415

CDD-304.2

Índices para catálogo sistemático:

1. Sustentabilidade ambiental : Ecologia 304.2

Aline Grazielle Benitez - Bibliotecária - CRB-1/3129

Todos os direitos reservados à Fundação de Pesquisas Científicas de Ribeirão Preto

A revisão final é de responsabilidade do autor.

Proibida a reprodução dos textos originais, mesmo parcial e por
qualquer processo, sem autorização da editora.



FUNPEC-RR
Editora

Rua Carlos Chagas, 817 – Jardim Paulista
CEP 14090-190 – Ribeirão Preto, SP – Tel.: (16) 3620-1251
www.funpeceditora.com.br – editoracao@funpecrp.com.br

Editores

Coordenação Geral

Dra. Yasmine Antonini

Pesquisadora

Dra. Cristiane Martins Leandro

Pesquisadora

Dra. Thaise de Oliveira Bahia

Informações Técnicas

Copyright: Companhia Energética de Minas Gerais – Cemig

Presidência:

Reynaldo Passanezi Filho

Diretor-Presidente:

Reynaldo Passanezi Filho

Diretor-Adjunto de Estratégia, Meio Ambiente e Inovação:

Maurício Dall’Agnese

Gerente de Gestão Ambiental:

Rafael Augusto Fiorine

Autores

Dra. Yasmine Antonini

Dra. Alessandra Rodrigues Kozovits

MSc. Caroline Farah Ziade

Dra. Claudia Maria Jacobi (in memoriam)

Dra. Cristiane Martins Leandro

Dr. Cristiano Schetini de Azevedo

Dra. Eneida Maria Eskinazi Sant’Anna

Dra. Fernanda Vieira da Costa

Dra. Ludmilla Aguiar

Dra. Maria Augusta Gonçalves Fujaco

Dra. Maria Cristina Sanches
Dra. Maria Cristina T. Braga Messias
Dra. Maria Rita Silverio Pires
Dra. Mariângela Garcia Leite
Dr. Mauricio Silveira
Dra. Thaise de Oliveira Bahia
Dr. Wallace Beiroz
MSc. Joice Paiva Vidigal Martins
MSc. Cláudio Tavares Junior
MSc. Marcela Fortes de Oliveira Passos
MSc. Bárbara Rúbia da Silveira
MSc. Beatriz de Vilhena Parreira
MSc. Hernani Alves Almeida
MSc. Julia Marques Nascimento
MSc. Ludmilla Bezerra de Almeida
MSc. Paula Grandi Leão Coelho
MSc. Pedro Henrique Casari
MSc. Yuri Andrade Figueiredo de Souza

CONTEÚDO

PREFÁCIO

IX

PARTE I ENTORNO DA USINA HIDRELÉTRICA DE EMBORCAÇÃO: HISTÓRICO DE USO E BIODIVERSIDADE

Capítulo 1 Histórico do uso da área do Plano de Recuperação de áreas Degradadas - Pedra Branca

Aspectos da Usina Hidrelétrica de Emborcação	3
Área de empréstimo da UHE Emborcação	4
Referencias Bibliográficas	7

Capítulo 2 Diversidade biológica da área do entorno da Usina Hidrelétrica Emborcação

Diversidade biológica da área do entorno da Usina Hidrelétrica Emborcação	8
Referências bibliográficas	15

PARTE 2 ASPECTOS DO MEIO FÍSICO DO ENTORNO E DA ÁREA AFETADA PARA CONSTRUÇÃO DA USINA HIDRELÉTRICA DE EMBORCAÇÃO

Capítulo 3 Paisagem do entorno da Usina Hidrelétrica de Emborcação

Clima	22
Geologia	24
Geomorfologia Regional	25

Geomorfologia Local	27
Recursos Hídricos Superficiais	27
Recursos Hídricos Locais	28
Uso e Ocupação do Solo	29
Referencias Bibliográficas	31

Capítulo 4

Aspectos abióticos terrestres da área afetada por empréstimo de solo

Solo na área de empréstimo	34
Aspectos físicos do solo	38
Aspectos químicos do solo	41
Sugestões de manejo	44
Referencias Bibliográficas	47

Capítulo 5

Aspectos abióticos dos ambientes aquáticos da área de empréstimo para construção da usina hidrelétrica Emborcação

Caracterização geológica dos cursos d'água	51
Impactos gerados pelo uso do solo na área afetada	53
Sugestões de manejo	57
Referencias Bibliográficas	58

PARTE 3

FAUNA E FLORA DA ÁREA AFETADA PARA CONSTRUÇÃO DA USINA HIDRELÉTRICA DE EMBORCAÇÃO

Capítulo 6

Avaliação florística do Plano de Recuperação de Áreas Degradadas da área de empréstimo para construção da usina Hidrelétrica Emborcação, Catalão, Goiás

Histórico e contexto fitogeográfico	63
A flora da área do PRAD após 18 anos	65
As técnicas de restauração ecológica avaliadas	69

A transposição de solo superficial (topsoil)	69
Sugestões de manejo e estudos futuros	76
Referências bibliográficas	76

Capítulo 7

Invertebrados em áreas degradadas: quem são, como vivem?

O papel dos invertebrados de solo na mudança de características do solo	81
Dispersores secundários de sementes – o papel de besouros rola-bosta e formigas	85
Sugestões de manejo	93
Referências Bibliográficas	94

Capítulo 8

Macroinvertebrados aquáticos da área de empréstimo para construção da usina hidrelétrica Emborcação

Caracterização dos macroinvertebrados bentônicos	101
Macrofauna aquática do córrego Pedra Branca e do córrego Olhos D'água	103
Uso de atratores	105
Grupos funcionais mais importantes	108
Sugestões de manejo	109
Referências Bibliográficas	110

Capítulo 9

Vertebrados registrados na área de influência da Usina Hidrelétrica de Emborcação, Catalão, Goiás

Avifauna	116
Mamíferos terrestres	120
Mamíferos voadores (morcegos)	124
Sugestões de manejo	128
Referências Bibliográficas	129

PARTE 4
ASPECTOS ECOLÓGICOS NA ÁREA AFETADA PARA
CONSTRUÇÃO DA USINA HIDRELÉTRICA DE EMBORCAÇÃO

Capítulo 10
Performance ecofisiológica do Jacarandá do Cerrado
(*Machaerium opacum* Vogel)

Medidas de Crescimento e Dinâmica de rebrotas	139
Medidas Fotossintéticas	140
Resultados e Discussão	141
Referências bibliográficas	148

Capítulo 11
As funções ecológicas desempenhadas por animais e
plantas na área do PRAD Emborcação

Funções ecossistêmicas – recuperação do solo.	156
Referências	158

PREFÁCIO

A Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG), em consonância com a sua missão de atuar no setor de energia com rentabilidade, qualidade e responsabilidade socioambiental, busca sempre harmonizar a operação de suas usinas com a sustentabilidade ambiental. Desta forma, identificar e atuar na recuperação de áreas degradadas, oriundas ou não de suas atividades, é um grande desafio e compromisso da empresa, buscando sempre aliar as melhores práticas disponíveis no mercado ao fomento de Pesquisas e Desenvolvimento de novas metodologias e técnicas de recuperação ambiental.

Neste sentido, entre os anos 2018 e 2022, a CEMIG, em parceria com a Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP) desenvolveu um Projeto de Pesquisa que teve como objetivo avaliar as técnicas de recuperação utilizadas nas áreas degradadas do entorno da Usina Hidrelétrica de Emborcação e propor o uso de novas tecnologias, visando acelerar os processos de sucessão ecológicas e consequente restauração ambiental, utilizando elementos da fauna como catalizador para acelerar a restauração. Essa obra foi idealizada como fruto dos resultados desse Projeto de Pesquisa.

Após quatro anos de estudos, a equipe de pesquisadores, com o empenho de estudantes de graduação, mestrado e doutorado e de docentes pesquisadores, foi possível disponibilizar nessa obra, uma gama de informações sobre estratégias para acelerar a sucessão ecológica em áreas degradadas. Essas informações estão distribuídas em treze capítulos, disponibilizados agora à sociedade como parte do conhecimento gerado até o presente momento, fruto da parceria entre a Cemig e a UFOP. Este livro é uma contribuição à comunidade brasileira, que investe e reconhece o ensino, a pesquisa e a extensão como mecanismos desenvolvedores de uma sociedade mais justa e igualitária.

Reafirma-se, com este produto, o compromisso da CEMIG com a responsabilidade socioambiental, discutindo e contribuindo para o constante aperfeiçoamento das práticas ambientais do setor elétrico brasileiro.

PARTE 1

ENTORNO DA USINA HIDRELÉTRICA DE EMBORCAÇÃO: *HISTÓRICO DE USO E BIODIVERSIDADE*



Foto: Thaise de O. Bahia

Capítulo 1

Histórico do uso da área do Plano de Recuperação de áreas Degradadas - Pedra Branca

Caroline Farah Ziade^{1,*}

¹CEMIG, Companhia Hidrelétrica de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG. *caroline.farah@cemig.com.br

Aspectos da Usina Hidrelétrica de Emborcação

O reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) Emborcação (Figura 1) localiza-se entre os estados de Minas Gerais e Goiás, abrangendo, no estado mineiro, áreas dos municípios de Araguari, Cascalho Rico, Estrela do Sul, Douradoquara e Abadia dos Dourados. Já no estado goiano, sua extensão abrange os municípios de Três Ranchos, Davinópolis, Ouidor e Catalão. A área máxima inundada pelo reservatório é de, aproximadamente 480 km². O reservatório da UHE Emborcação é capaz de armazenar 10,82% do volume represável pelos reservatórios do sistema sudeste/centro-oeste, o que representa 28,53% do armazenamento de água do subsistema do rio Paranaíba (Cemig, 2006).



Figura 1- Vista panorâmica da Usina Hidrelétrica de Emborcação, Araguari, MG.

As primeiras investigações sobre o aproveitamento energético de Emborcação foram realizadas em 1964 por consultores do consórcio Canambra e técnicos da Cemig, no escopo mais amplo dos chamados estudos energéticos da região Sudeste (Cemig, 2017).

O primeiro estudo de viabilidade dos aproveitamentos do Alto Paranaíba foi elaborado pela Cemig em 1971. Em 1974, a usina foi incluída entre as obras programadas pela Eletrobrás no Plano de Atendimento aos Requisitos de Energia Elétrica, até 1990, das regiões Sudeste e Sul, mais conhecido como Plano 90. Em julho do ano seguinte, o governo federal promulgou o decreto nº 76.008 que outorgou à empresa mineira a concessão para a realização do empreendimento. A UHE Emborcação, operada pela CEMIG Geração e Transmissão S.A., então foi construída no período de 1977 a 1981, entrando em operação em janeiro de 1982. A Usina possui uma capacidade instalada de 1.192MW (Cemig, 2017)

Área de empréstimo da UHE Emborcação

Durante a sua construção, uma área de, aproximadamente 190 ha, pertencente ao distrito de Pedra Branca, município de Catalão, GO, foi utilizada como área de empréstimo para extração de argila para a construção do barramento da usina. Foram retirados os horizontes A, B e C, ocasionando intenso carreamento de sedimentos, inúmeros processos erosivos (Figura 2), rompendo-se com o equilíbrio dinâmico ambiental, equilíbrio hidrogeológico local e a estabilidade geotécnica (Cemig, 2000a).

Além da retirada de solo do local, deve-se destacar a utilização da área para a disposição de resíduos sólidos urbanos. Peças de maquinário, como filtros e discos de freios também eram frequentemente observados, se constituindo como fontes adicionais de poluição hídrica no local do PRAD (Cemig, 2000b).

Após a finalização das obras de construção da Usina Hidrelétrica de Emborcação (UHE) em 1981, a CEMIG utilizou técnicas para a reabilitação da área de empréstimo, implantando uma cobertura vegetal do solo e estabilizando a área, tendo esta sido vendida a terceiros em 1987. Após anos sendo utilizada como área para o pastoreio de gado, e considerando o pouco tempo decorrido desde o trabalho de estabilização, a área voltou a apresentar aspectos de degradação, com processos erosivos de grande monta, que comprometiam as nascentes do córrego Pedra Branca, e causavam o

assoreamento do curso d'água. Frente a esta situação, em 1999, a Cemig foi acionada pelo Ministério Público do Estado de Goiás a intervir novamente na área e reparar os danos causados ao meio ambiente (Cemig, 2019).



Figura 2- Voçorocas na área do PRAD da Usina Hidrelétrica de Emborcação.

Em 2000, a Cemig apresentou um projeto de PRAD à Promotoria que, após avaliação foi aprovado para execução. Desta forma, a empresa procedeu à aquisição da área e a implantação das atividades de recuperação propostas, por meio de um TAC assinado junto ao Ministério Público de Goiás. As atividades foram iniciadas em 2001 e concluídas em 2002 e, desde então, a Companhia realiza anualmente atividades de manutenção da qualidade ambiental da área. O Projeto executado entre os anos de 2001 e 2002 consistiu, principalmente, nas seguintes intervenções (Cemig, 2019):

- retaludamento de 27 (vinte e sete) erosões localizadas no interior do terreno, com a implantação de drenos subterrâneos nas 02 (duas) que já apresentavam afloramento do lençol freático;
- utilização de diques e retentores de sedimento para estabilização do interior dos focos erosivos e mantas biotêxteis para as suas laterais;
- terraceamento de toda a área;
- implantação de sistema de drenagem composto de canaletas verdes, canaletas de concreto, decidas de água, caixas dissipadoras de velocidade e enrocamento e matações de rocha gnaisse para a retirada do escoamento superficial de água, direcionando-o para o córrego Pedra Branca.

Tais estruturas tinham o objetivo de estabilizar as áreas degradadas, fixando o solo e direcionando o excesso de drenagem superficial de forma ordenada para o leito do córrego Pedra Branca, em velocidades que impedissem o assoreamento e/ou dano às margens do mesmo. Toda a área foi revegetada com um consórcio de espécies de gramíneas e leguminosas, além do plantio de espécies arbóreas nativas (Cemig, 2019).

Apesar de todo o esforço despendido na área, conforme relatado acima, verificou-se que a metodologia de plantio de espécies arbóreas nativas utilizada durante o PRAD se mostrou ineficiente para garantir, de forma satisfatória, o enriquecimento vegetal da área, em função das características químicas e estruturais do solo local, extremamente empobrecido devido ao uso intensivo ora realizado nesta área.

Nesse sentido, a fim de atender a condicionante específica 2.12 da LO nº 1103/2012 1ª Retificação, expedida pelo IBAMA em 21/02/2013, o projeto de pesquisa: “Estratégias para acelerar a sucessão ecológica em áreas degradadas no entorno da UHE Emborcação: serviços ecológicos executados por animais, em favor da restauração ambiental”, foi proposto e iniciado em 02 de agosto de 2018 com duração de 48 meses. Conta, em seu desenvolvimento, com a participação da Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP), Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Universidade Federal de Uberlândia (UFU), Universidade de Brasília (UNB), Fundação Gorceix e a Cemig Geração e Transmissão S/A (CEMIG GT). Tem como objetivo propor e testar técnicas de recuperação de áreas degradadas, utilizando novas tecnologias e visando à instalação de ilhas de sucessão eco-

lógica, utilizando a fauna como fonte de espécies colonizadoras, no âmbito da UHE Emborcação.

Referencias Bibliográficas

CEMIG, Companhia Hidrelétrica de Minas Gerais. 2000a. Plano de Recuperação de área degradada (PRAD) da UHE Emborcação. Catalão, GO.

CEMIG, Companhia Hidrelétrica de Minas Gerais. 2000b. Plano de Recuperação de área degradada (PRAD) da UHE Emborcação. Belo Horizonte, MG

CEMIG, Companhia Hidrelétrica de Minas Gerais. 2017. Plano Ambiental de Conservação e Uso do Entorno do Reservatório Artificial da UHE Emborcação. Belo Horizonte, MG.

CEMIG, Companhia Hidrelétrica de Minas Gerais. 2019. Plano de Recuperação de área degradada (PRAD) da UHE Emborcação. Belo Horizonte, MG.

Capítulo 2

Diversidade biológica da área do entorno da Usina Hidrelétrica Emborcação

Cristiane Martins¹, & Thaise do Oliveira Bahia¹*

¹Programa de Pós-graduação em Ecologia de Biomas Tropicais,
Departamento de Biodiversidade, Evolução e Meio Ambiente,
Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG.

*cristianemartinsleandro@gmail.com

A área do reservatório da Usina Hidrelétrica Emborcação (UHE-Emborcação; Figura 1) abrange os municípios mineiros de Araguari, Casca- lho Rico, Estrela do Sul, Douradoquara e Abadia dos Dourados, e os mu- nicípios goianos de Três Ranchos, Ouvidor e Catalão. Na região desses municípios há predomínio fitogeográfico do cerrado “Lato sensu”, com ocorrência de alguns remanescentes de Floresta Estacional (PACUERA, 2014; Mastella et al., 2019). O Cerrado é representado por estratos arbustivo-arbóreo e herbáceo, típicos das savanas, os quais ocorrem de maneira fragmentada na área. A Floresta Estacional, quando ocorre, apresenta-se mais densa e com maior volume de biomassa, predominantemente arbóreo. Com o intuito de conhecer toda a biodiversidade dessa região após a implantação da barragem da UHE-Emborcação foram realizados estudos sobre a flora e a fauna de vertebrados. Esses dados compilados fo- ram apresentados no Plano Ambiental de Conservação e Uso do Entorno (PACUERA, 2014), que compilam uma série de informações primárias e secundárias. Neste capítulo, damos enfoque à biodiversidade da região e, para isso, são utilizados dados secundários oriundos do Plano Ambien- tal de Conservação e Uso do Entorno e de outros estudos publicados que abrangem a região.

Na região da UHE-Emborcação existem três unidades de conserva- ção: a Estação de Pesquisa e Desenvolvimento Ambiental de Volta Grande (EPDA-VG), que ocupa uma área de 391 ha; a Reserva Particular do Patri- mônio Natural (RPPN) Galheiro, em uma área total de 2.847 há; e por fim a RPPN Jacob, que ocupa uma área de 358,33 ha. Todas elas são mantidas pela Companhia Energética de Minas Gerais – CEMIG como compensa- ção ambiental em face aos danos causados pela implantação dos reserva-

tórios de Emborcação e outras UHE's. A área do entorno da UHE-Emborcação, por sua vez, encontra-se bastante modificada pela presença de áreas de agricultura, pastagens e edificações, alterando o grau de conservação da paisagem (Figura 2). O distrito biogeográfico do entorno da UHE-Emborcação, onde resta pouca vegetação remanescente, foi classificada, recentemente, como área de muito alta prioridade para a conservação da natureza (Françoso et al., 2020).



Figura 1: Barragem da Usina Hidrelétrica de Emborcação em Araguari, MG e entorno do reservatório. Fotos: Thaise de O. Bahia.

O cerrado é o segundo maior bioma do Brasil, ocupando cerca de 21% do território nacional, cerca de 2 milhões de km² (Aguiar et al., 2004; Colli et al., 2020). Este bioma apresenta um mosaico de fitofisionomias que vai desde campos abertos a formações florestais, que podem apresentar árvores de até 30 metros de altura (Ribeiro & Walter, 1998). Essa distribuição em manchas se deve, possivelmente, a uma distribuição antiga e mais extensa dessas formações (Colli et al., 2020) O Cerrado também é um ambiente com grande riqueza de espécies podendo possuir cerca de 33%

da biodiversidade brasileira (Aguiar et al., 2004). Dentre esses grupos, estima-se que os invertebrados sejam os mais diversos podendo alcançar mais de 60 mil espécies (Aguiar et al., 2004). Em seguida, as plantas apresentaram a maior riqueza de espécies com uma estimativa de 12.000 plantas registradas (Filardi et al., 2018) e alto grau de endemismo, sendo que 44% delas são endêmicas desse bioma (Myers et al., 2000). Para os demais grupos estima-se uma riqueza de 204 espécies de anfíbios, 262 de répteis, 856 de aves, 251 de mamíferos e 800 espécies de peixes (Sawyer, 2017).



Figura 2: Imagem aérea dá área de empréstimo de solo onde foi realizado o Plano de Recuperação de Áreas Degradadas – PRAD e seu entorno.

Foto: Projeto Fênix-Emborcação.

Na região da UHE-Emborcação, por outro lado, foram registradas 112 espécies de plantas (Figura 3) pertencentes a 42 famílias considerada baixa diversidade e, também, um baixo número de indivíduos por espécie. A família com maior número de representantes foi a famílias Fabaceae com 30 espécies, as demais famílias tiveram menos de dez espécies registradas. Na área também foram encontradas espécies ameaçadas nas cate-

gorias “em perigo”, a *Paratecoma peroba* (Bignoniaceae) e “vulnerável”, a *Dalbergia nigra* (Fabaceae). *Paratecoma peroba* é conhecida popularmente por ipê-peroba, foi uma espécie bastante explorada devido ao seu alto potencial madeireiro, assim como, *Dalbergia nigra* (CNCFlora, 2012). No local também foi descrita a presença de uma espécie exótica pertencente ao gênero *Leucaena* sp. Esta espécie tem sua origem na América Central e é muito utilizada na cobertura de solo para recuperação de áreas degradadas (Franco & Faria, 1997; Resende & Kondo, 2001). No entanto, está presente na lista elaborada pela União Mundial para a Conservação da Natureza – IUCN como umas 100 espécies invasoras mais agressivas do mundo, com um alto potencial invasor (Lowe et al., 2000).



Figura 3: Exemplos da diversidade da flora encontrada no entorno da UHE-Emborcação. Fotos: Thaise de O. Bahia.

Estima-se a ocorrência de cerca de 492 espécies de vertebrados na área de entorno da UHE-Emborcação (Figura 4), considerando herpetofauna, ornitofauna, mastofauna e chiropteroфаuna. De forma geral, essas espécies são plásticas, generalistas e se adaptam bem a ambientes perturbados, destacando mais uma vez o grau baixo de conservação do entorno do reservatório. Dentre os grupos, a ornitofauna e mastofauna são os únicos para qual houve registros de espécies ameaçadas de extinção.

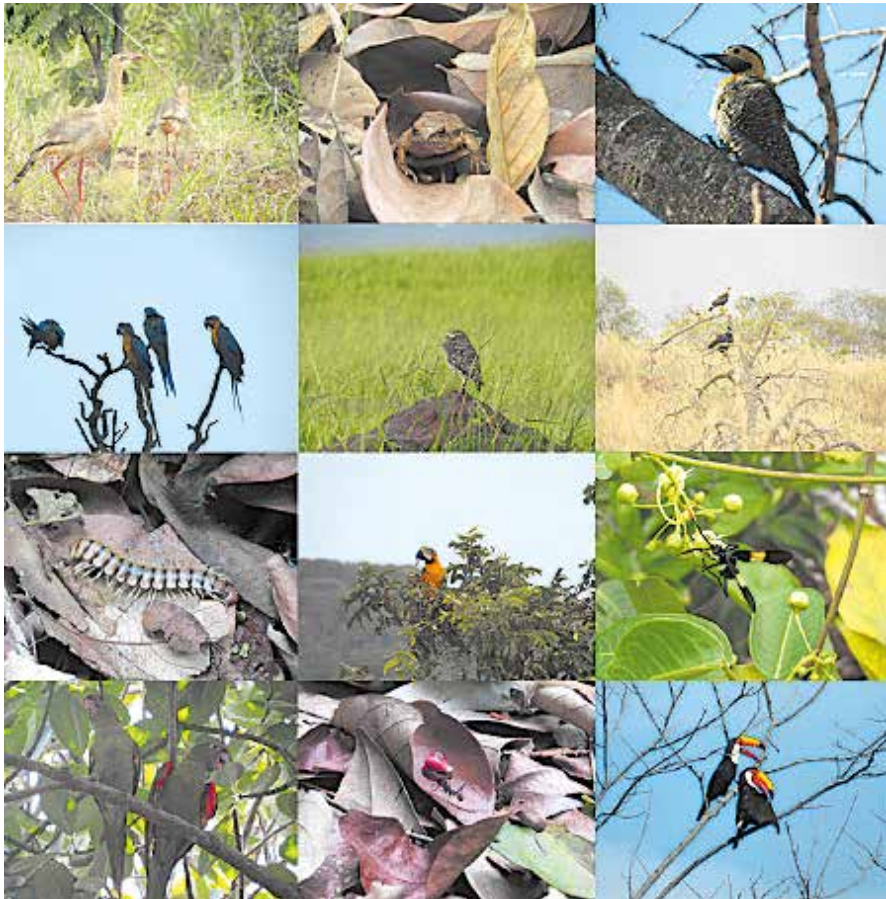


Figura 4: Exemplares da diversidade da fauna encontrada no entorno da UHE-Emborcação. Fotos: Thaise de O. Bahia e Equipe Fênix-Emborcação.

Os anuros registrados (36 espécies) estão distribuídos em seis famílias que são: Hylidae, Leptodactylidae, Leiuperidae, Microhylidae, Bufonidae e Strabomantidae. Sete espécies são consideradas endêmicas do Cerrado

(*Hypsiboas parnaiba*, *Hypsiboas lundii*, *Phyllomedusa oreades*, *Ischnocnema penaxavantino*, *Chiamoscleis albopunctata*, *Barycholos ternetzi* e *Ameerega flavopicta*). Enquanto as outras espécies são classificadas como de ampla distribuição geográfica no Brasil, associadas a habitats localizados em áreas abertas e adaptadas a áreas antropizadas.

A fauna reptiliana estimada foi de 33 espécies, sendo 28 espécies de serpentes, quatro de lagartos e um quelônio. Assim como os anfíbios, os répteis encontrados também são de ampla distribuição no país. Uma única espécie exótica foi registrada, a *Hemidactylus mabouia*, um lagarto original do continente africano (Bérnils et al., 2009). Ele é encontrado em ambientes antrópicos quase em todo território nacional (Vanzolini et al., 1980), mas também pode ser encontrado em ambientes naturais da Floresta Amazônica, Mata Atlântica, Cerrado, Caatinga e Restingas (Vanzolini, 1968; 1978; Vanzolini et al., 1980; Vitt, 1986; Araújo, 1991; Rocha et al.; 2000; Rocha et al., 2002).

A fauna ornitófora é o grupo com maior registro de espécies, estima-se para a área de estudo cerca de 311 espécies de aves, distribuídas em 63 famílias. A maioria das espécies apresenta baixa ou média sensibilidade a perturbações ambientais, o que caracteriza o baixo grau de conservação da área. Dentre as espécies registradas encontra-se a *Crax fasciolata* (mutum-de-penacho), uma espécie ameaçada de extinção na categoria de vulnerável (IUCN, 2016). *C. fasciolata* desempenha um papel importante como dispersor de sementes e na regeneração de florestas, especialmente em clareiras (Gonçalves et al., 2010, Langanaro, 2013). Foram registradas 7 espécies endêmicas do Cerrado e 6 da Floresta Atlântica. Apenas uma espécie exótica foi registrada no entorno da UHE-Emborcação, *Columba livia*, amplamente distribuída no Brasil. *C. livia* popularmente conhecida como “pomba doméstica” é comum em cidades e fazendas e conhecida pelo seu potencial na transmissão de doenças (Sick, 1997). *C. livia* pode ser considerada uma bioindicadora de qualidade ambiental negativa, por ser muito abundante em locais grande presença de pessoas e veículos (Amâncio et al, 2008).

Estima-se uma riqueza de 36 espécies de mamíferos na região da UHE-Emborcação, sendo os grupos mais diversos representados pelas ordens Chiroptera (morcegos) e Rodentia (roedores), com 10 e 8 espécies, respectivamente. No cerrado, os morcegos são conhecidos por ser

o grupo mais diversificado dos mamíferos (Aguiar et al., 2004). Eles desempenham um papel essencial na dispersão de sementes, assim como as aves, o que os torna animais extremamente importantes na dinâmica de recuperação de áreas degradadas (Silveira et al., 2011). As espécies de mamíferos registradas para a região são, em geral, generalistas e comumente encontradas em ambientes antropizados. Do grupo de mamíferos três estão presentes na lista das espécies ameaçadas de extinção no Brasil, que são *Myrmecophaga tridactyla* (tamanduá-bandeira), *Chrysocyon brachyurus* (lobo-guará), *Leopardus pardalis* (jaguatirica) e *Puma concolor* (Onça parda), todas na categoria de vulnerável. O tamanduá-bandeira também se encontra na lista da União Mundial para a Natureza – IUCN, nesta mesma categoria. Apenas o gênero *Callithrix* (saguis) é endêmico ao território brasileiro. Todas as espécies de *Callithrix* enfrentam declínios populacionais em suas áreas nativas como resultado do habitat perda e conversão de terras, principalmente para urbanização, agricultura e produção de gado (Valença-Montenegro et al., 2021; de Melo et al., 2021a; 2021b; 2021c; Neves et al., 2021; Valle et al., 2021).

A maior ameaça a diversidade biológica é a perda e alteração de habitat induzida pelo homem (IUCN, 2013). Atualmente, além da perda de habitat, as mudanças climáticas aumentam o risco de extinção de espécies endêmicas do Cerrado (Colli et al., 2020). Entre os anos de 2006 e 2015 a área acumulada de vegetação natural perdida dos biomas brasileiros foi de 300.000 km² [173], o que nos remete aos grandes desafios que o país possui para a preservação e conservação de sua biodiversidade. Na área associada ao entorno do reservatório da UHE- Emborcação é visível a elevada influência antrópica e as ameaçadas que afetam a biodiversidade local. A paisagem natural foi fragmentada pela expansão de pastagens, monoculturas e pelo próprio empreendimento da hidrelétrica. A região foi classificada como de alta prioridade para conservação (Françoso et al., 2020) e cabe destacar que ações para restauração ambiental como as propostas pelo P&D 0602 (Fênix-Emborcação) e que serão descritas nos capítulos seguintes são de elevada importância. São vários os desafios para minimizar os impactos das ações antrópicas no local e o conhecimento da sua biodiversidade é um fator primordial para que se possa implementar ações de recuperação que sejam de fato efetivas, não apenas em termos ecológicos, mas também sociais e econômicos.

Referências bibliográficas

- Amâncio, S, Souza, VD, Melo, C. 2008. *Columba livia* e *Pitangus sulphuratus* como indicadoras de qualidade ambiental em área urbana. Revista Brasileira de Ornitologia, 16(1), 32-37.
- Aguiar LMS, Machado, RB, Marinho-Filho, J. 2004. A diversidade biológica do Cerrado. In: Aguiar, LMS, Camargo AJA (eds.). Cerrado: ecologia e caracterização. Planaltina, Distrito Federal, Embrapa Cerrados; Brasília, Embrapa Informação Tecnológica. pp. 17-40.
- Araújo, AFB. 1991. Structure of a white sand-dune lizard community of coastal Brazil. Revista Brasileira de Biologia, 51 (4), 857-865.
- Bérnils, RS, Nogueira, CC, Xavier-da-Silva, V. 2009. Répteis. In: Drummond, GM, Martins, CS, Greco, MB, Vieira, F. (eds.) Biota Minas: diagnóstico do conhecimento sobre a biodiversidade no Estado de Minas Gerais. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, pp. 251-278.
- CNCFlora. *Paratecoma peroba* in Lista Vermelha da flora brasileira versão 2012.2 Centro Nacional de Conservação da Flora. Disponível em <http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/profile/Paratecoma_peroba>. Acesso em 23 agosto 2021.
- CNCFlora. *Dalbergia nigra* in Lista Vermelha da flora brasileira versão 2012.2 Centro Nacional de Conservação da Flora. Disponível em <http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/profile/Dalbergia_nigra>. Acesso em 23 agosto 2021.
- Colli, GR, Vieira, CR, Dianese, JC. 2020. Biodiversity and conservation of the Cerrado: recent advances and old challenges. Biodiversity and Conservation, 29, 1465–1475.
- de Melo, FR, Port-Carvalho, M, Pereira, DG, Ruiz-Miranda, CR, Ferraz, DS, Bicca-Marques, JC, Jerusalinsky, L, Oliveira, LC, Valença-Montenegro, MM, Valle, RR, da Cunha, RGT, Mittermeier, RA. 2021a. *Callithrix aurita* (amended version of 2020 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T3570A191700629. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T3570A191700629.en>. Acesso em 30 agosto de 2021.
- de Melo, FR, Pereira, DG, Kierulff, MCM, Bicca-Marques, JC, Mittermeier, RA. 2021b. *Callithrix geoffroyi* (amended version of 2018 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T3572A191701212. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T3572A191701212.en>. Acesso em 30 agosto de 2021.
- de Melo, FR, Hilário, RR, Ferraz, DS, Pereira, DG, Bicca-Marques, JC, Jerusalinsky, L, Mittermeier, RA, Ruiz-Miranda, CR, Oliveira, L, Valença-Montenegro, MM. 2021c. *Callithrix flaviceps* (amended version of 2020 assessment). The IUCN Red List of

- Threatened Species 2021: e.T3571A191700879. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T3571A191700879.en>. Acesso em 30 agosto de 2021.
- Filardi, FLR, Barros, FD, Baumgratz, JFA, Bicudo, CEM, Cavalcanti, TB, Coelho, MAN. et al. 2018. Brazilian Flora 2020: innovation and collaboration to meet Target 1 of the Global Strategy for Plant Conservation (GSPC). *Rodriguésia*, 69,1513–1527.
- Franco, AA, Faria, SM. 1997. The contribution of N₂ fixing tree legumes to land reclamation and sustainability in the tropics. *Soil Biology and Biochemistry*, 29, 5/6, 897-903.
- Françoso, RD, Dexter, KG, Machado, RB, Pennington, RT, Pinto, JRR, Brandão, RA, Ratter JA. 2020. Delimiting floristic biogeographic districts in the Cerrado and assessing their conservation status. *Biodiversity and Conservation*, 29, 1477–1500.
- Gonçalves, EC, Ferrari, SF, Bastos, HB, Wajntal, A, Aleixo, A, Schneider, MP C. 2010. Comparative genetic diversity of wild and captive populations of the Bare-Faced Curassow (*Crax fasciolata*) based on cross-species microsatellite markers: Implications for Conservation and Management. *Biochemical Genetics*, 48, 472–479.
- IUCN Red List of Threatened Species: BirdLife International. 2016. *Crax fasciolata*. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-e.RLTS.T45092100A95141387.en>. Acesso em: 25 de agosto de 2021.
- Langanaro, NM. 2013. Análise de variabilidade genética do Mutum-de- Penacho (*Crax fasciolata*) (Aves, Cracidae). Dissertação de Mestrado – Programa de diversidade biológica e conservação. Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, São Paulo. 102p.
- Lowe, S, Browne, M, Boudjellas, S, De Poorter, M. 2000. 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database. The Invasive Species Specialist Group/Species Survival Commission/ World Conservation Union IUCN.
- Mastella, ADF, Ivasko-Júnior, S, Tres, A, Tetto, AF, Wendling, WT, Soares, RV. 2019. Classificação do estado de Goiás e do Distrito Federal segundo o sistema de zonas de vida de *Holdridge*. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 12, 02, 443-456.
- Myers, N, Mittermeier, RA, Mittermeier, CG, Da Fonseca, GA, Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 6772, 853-858.
- Neves, LG, Jerusalinsky, L, Pereira, DG, Bicca-Marques, JC, Rylands, AB, Mittermeier, RA. 2021. *Callithrix kuhlii* (amended version of 2019 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T3575A191701453. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T3575A191701453.en>. Acesso em 30 de agosto de 2021.
- Plano Ambiental de Conservação e Uso do Entorno do Reservatório Artificial (PACUE-RA) da UHE Emborcação. 2014. CEMIG, Belo Horizonte, MG. 701p.

- Resende, AV, Kondo, MK. 2001. Leguminosas e recuperação de áreas degradadas. Informe Agropecuário, 22, 210, 46-56.
- Ribeiro, JF, Walter, BMT. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano, SM, Almeida, SP (eds.). Cerrado: ambiente e flora. Brasília, DF. Embrapa Cerrados. pp. 89-166.
- Rocha, CFD, Dutra, GF, Vrcibradic, D, Menezes, VA. 2002. The terrestrial reptile fauna of the Abrolhos Archipelago: Species list and ecological aspects. Brazilian Journal of Biology, 62, 2, 285-291.
- Rocha, CFD.; Vrcibradic, D, Araújo AFB. 2000. Ecofisiologia de répteis de restingas brasileiras. In: Esteves, FA, Lacerda, LD (eds.). Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras, NUPEM UFRJ, Macaé, Rio de Janeiro pp117-149.
- Sawyer, D. 2017. Ecosystem Profile Cerrado Biodiversity Hotspot. (revised em february 2017). <https://www.cepf.net/sites/default/files/cerrado-ecosystem-profile-en-updated.pdf>. Acesso em: 15 de março de 2021.
- Sick, H. 1997. Ornitologia Brasileira: Uma introdução. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro, Brasil.
- Silveira, M, Trevelin, L, Port-Carvalho, M, Godoi, S, Mandetta, EM, Cruz-Neto AP. 2011. Frugivory by phyllostomid bats (Mammalia: Chiroptera) in a restored area in Southeast Brazil. Acta Oecologica, 37, 31-36.
- Valença-Montenegro, MM, Bezerra, BM, Ruiz-Miranda, CR, Pereira, DG, Miranda, JMD, Bicca-Marques, JC, Oliveira, L, da Cruz, MAOM, Valle, RR, Mittermeier, RA. 2021. *Callithrix jacchus* (amended version of 2018 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T41518A191705043. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T41518A191705043.en>. Acesso em: 30 de agosto det 2021.
- Valle, RR, Ruiz-Miranda, CR, Pereira, DG, Rímoli, J, Bicca-Marques, JC., Jerusalinsky, L, Valença-Montenegro, MM, Mittermeier, RA. 2021. *Callithrix penicillata* (amended version of 2018 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T41519A191705321. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T41519A191705321.en>. Acesso em: 30 de agosto det 2021.
- Vanzolini, PE. 1968. Lagartos Brasileiros da Família Gekkonidae (Sauria). Arquivos de Zoologia, 17, 1-84.
- Vanzolini, PE. 1978. On South American Hemidactylus (*Sauria*, Gekkonidae). Papéis Avulsos de Zoologia, 31, 20, 307-343.
- Vanzolini, PE, Ramos-Costa, AMM, Vitt, LJ. 1980. Répteis das Caatingas. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro. 161p.
- Vitt, LJ. 1986. Reproductive tactics of sympatric Gekkonid lizards with a comment on the evolutionary and ecological consequences of invariant clutch size. Copeia (3): 773-786.

PARTE 2

ASPECTOS DO MEIO FÍSICO DO ENTORNO E DA ÁREA AFETADA PARA CONSTRUÇÃO DA USINA HIDRELÉTRICA DE EMBORCAÇÃO



Foto: Thaise de O. Bahia

Capítulo 3

Paisagem do entorno da Usina Hidrelétrica de Emborcação

Maria Augusta Gonçalves Fujaco¹, Mariângela Garcia Praça Leite¹,
Yuri Andrade Figueiredo de Souza²*

¹ Departamento de Geologia, Universidade
Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG;

² Programa de Pós-graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais,
Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG;

*augusta@ufop.edu.br

A paisagem do entorno da área onde foi realizado o Plano de Restauração de Áreas Degradadas - PRAD, torna-se de extrema importância, pois esta irá influenciar a biota da área do PRAD, como fonte de várias espécies, sejam plantas, mamíferos, aves, insetos, etc. Sendo o PRAD (Figura 1) uma área degradada com solos pouco profundos e vegetação escassa, a zona de entorno torna-se muito importante na recuperação da área. A área do PRAD localiza-se no município de Catalão/GO, próximo ao vilarejo de Pedra Branca (Figura 1), divisa entre os estados de Goiás e Minas Gerais.

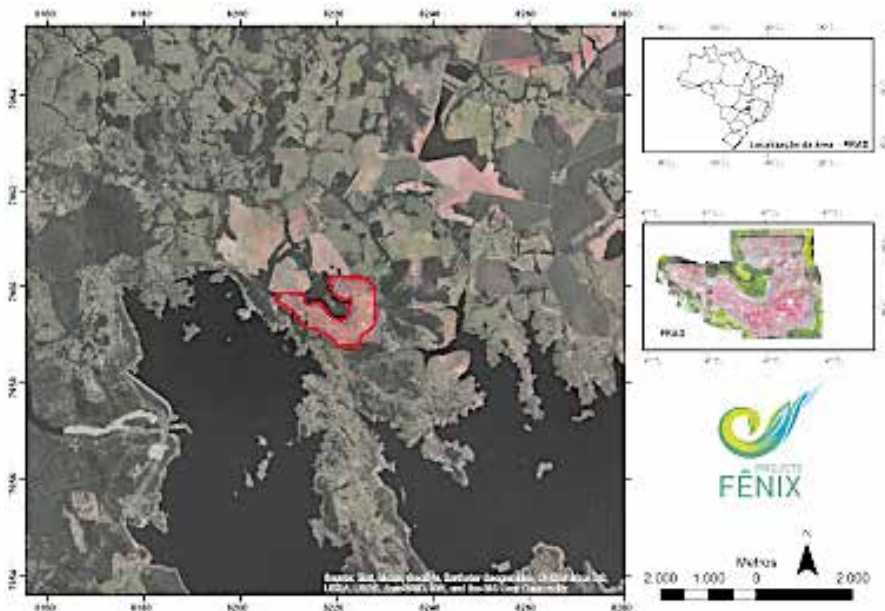


Figura 1: Localização da área de empréstimo de solo – PRAD.

O entorno da área do PRAD (Figura 2) fica rodeado pela represa, a Sul desta, e por remanescentes da vegetação natural (VN), a qual se encontra preferencialmente ao longo das drenagens. A Norte e a Este, o entorno das áreas do PRAD é caracterizado por vários tipos de plantações (PL) em diferentes estágios de crescimento, onde podemos ver o solo a ser preparado, aparecendo na imagem como solo exposto (SE) e também grandes áreas de pasto (PTO). Ao longo desta podemos ver que restaram algumas áreas com vegetação remanescente (original).

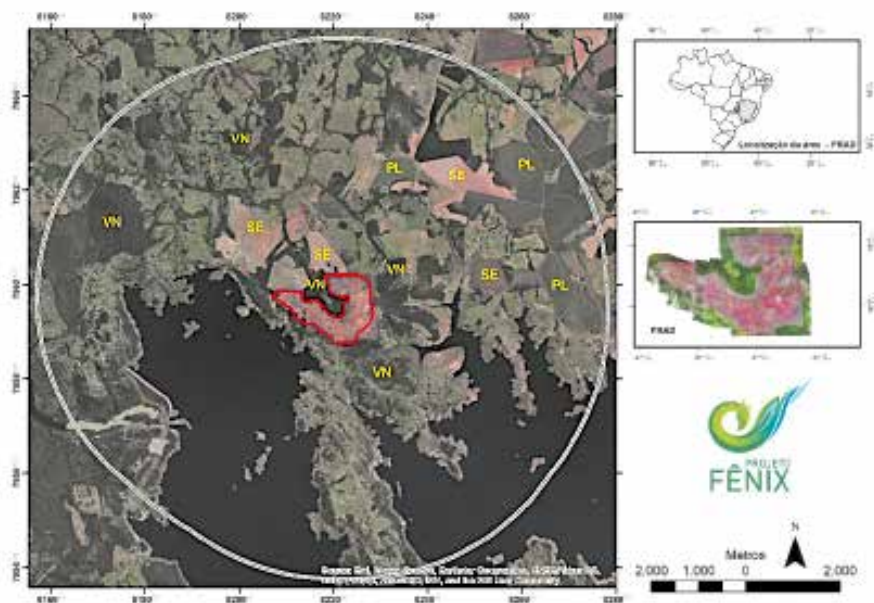


Figura 2. Paisagem da área de empréstimo – PRAD.

Clima

De acordo com a classificação de Köppen-Geiger, o clima da área de estudo está inserido numa zona de clima megatérmico, sendo a classe descrita como Aw (Kottel et al, 2006). O significado da sigla Aw representa: “A”, corresponde ao clima geral da região, que neste caso se caracteriza como tropical, e o “w” refere-se às chuvas da região, que neste caso, é caracterizada por um inverno seco. A temperatura da região ao longo de 29 anos (1981 a 2010) varia entre X e X °C. (Figura 3 e 4).

Os dados climatológicos do período de 1971 a 2010 demonstram que evapotranspiração é superior à precipitação entre abril e outubro

(Figura 5), gerando assim um período de déficit hídrico. Este período fica mais evidente através do cálculo do balanço hídrico (Figura 6), usando o método de Thornthwaite & Mather (1955).

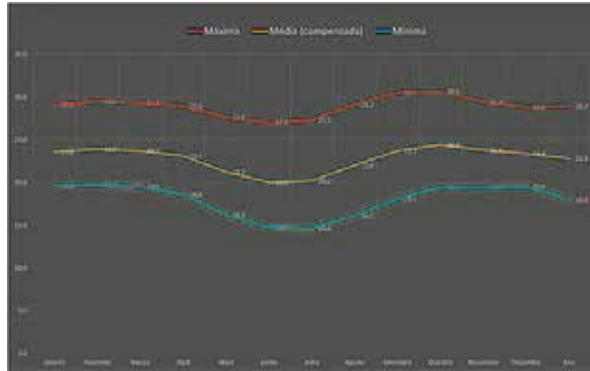


Figura 3: Variação da temperatura do histórico de dados (1981 a 2010).

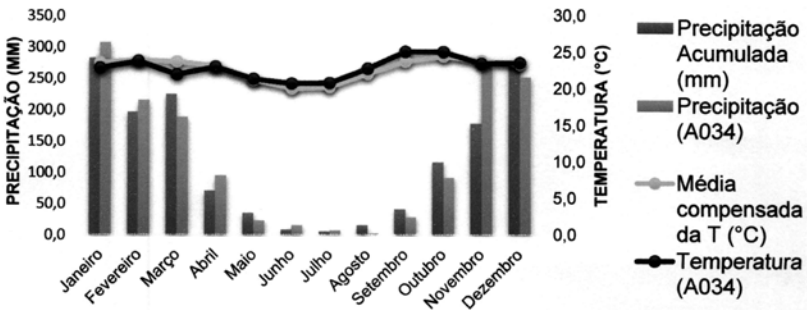


Figura 4: Pluviosidade média total mensal e a temperatura média mensal da área de estudo (A034: estação automática – entre 2008 e 2020).

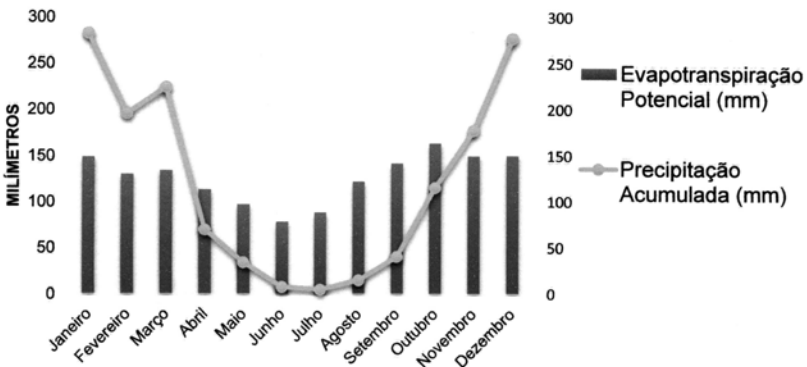


Figura 5: Variação da evapotranspiração com a precipitação (1981 a 2010).

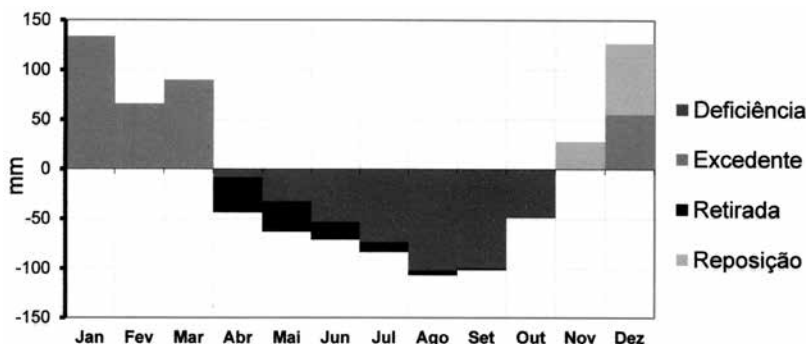


Figura 6: Balanço Hídrico médio mensal da estação de Catalão, GO (dados da série histórica de 1981 a 2010).

Geologia

A área de estudo se insere na borda esquerda do Cráton São Francisco, sobre a faixa Brasília (Fuck et al., 1994; Lacerda Filho, 1999; Dardenne, 2000, Uhlein et al., 2012; Navarro et al., 2013). Essa faixa (Figura que tem idade neoproterozóica, intercorre na zona leste da Província Tocantins e equivale a um cinturão orogênico oriundo da convergência do Cráton Amazônico (oeste), Bloco Paranapanema (sul) e Cráton São Francisco (leste) (Perosi, 2006; Navarro et al., 2013; Seer & Moraes, 2017).

A evolução tectônica do Orógeno Brasília, de acordo com Valeriano et al. (2008), pode ser dividida em um primeiro estágio de *rift* continental (1,1 – 0,9 Ga) e um segundo colisional e de resfriamento (0,65 – 0,60 Ga). Os terrenos que compõem essa Faixa foram formados de colisões de arcos intraoceânicos e sistemas de nappes superpostos, por volta de 640 a 600 Ma (Seer & Moraes, 2017). Concomitante a esse processo houve o envolvimento de arcos magmáticos neoproterozóicos, o Maciço de Goiás e sequencias sedimentares meso-neoproterozóicas (Uhlein et al., 2012). Essas sequencias supracrustais constituem uma extensa zona que se estende por cerca de 1.200 Km, com direção N-S, ocorrendo desde o sul de Minas Gerais, percorrendo por todo o estado de Goiás e terminando ao sul de Tocantins (Uhlein et al., 2012; Navarro et al., 2013). A Faixa Brasília, conforme a síntese regional elaborada por Fuck *et al.* (1993; 1994), pode ser descrita como uma faixa monocíclica, com extenso sistema de dobramentos neoproterozóicos e segmentada em uma zona interna (Grupo Araxá e porções de embasamento remobilizado) e zona externa (Grupos Canastra, Paranoá e

Ibiá). A Zona Interna (onde se localiza a área estudada – Figura) é descrita por Uhlein et al. (2012) como uma faixa constituída por unidades alóctones do Grupo Araxá e Serra da Mesa, além de um forte envolvimento do embasamento na tectônica brasileira (Maciço de Goiás). Ao sul de goiás, ocorre, além do Grupo Araxá, o Complexo Anápolis-Itaçu, Associações Ortognáissicas Migmatíticas e Arco Magmático de Góias (Navarro et al., 2013).

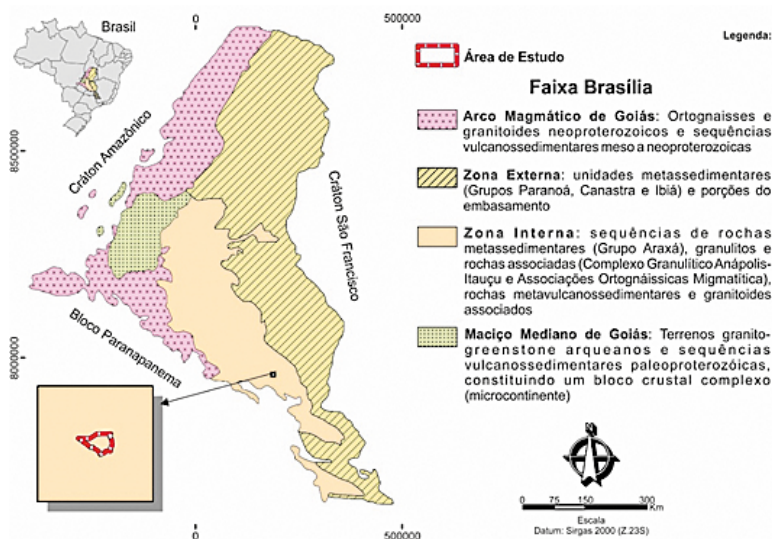


Figura 7: Mapa esquemático da Província Tocantins com destaque para a localização da área de estudo em vermelho. Adaptado de Navarro et al. (2013).

Geomorfologia Regional

Regionalmente, ocorrem duas principais unidades geomorfológicas na região onde se localiza a área de empréstimo - PRAD: a de aplainamento de Catalão e a de dissecação do Planalto Central Goiano (Figura 8). A região de dissecação do Planalto Central Goiano é drenada por afluentes da margem direita do rio Paranaíba e compreende um grande planalto subcompartimentado com níveis topográficos distintos e características individuais, porém interligados por traços genéticos comuns (Projeto RADAM, 1983). Lacerda-Filho (1999) complementa a descrição dessa unidade especificando que a intensa dissecação que ocorre nessa estrutura é resultado da tectônica, que influenciou o arranjo das drenagens, junto ao clima, o que reproduziu relevos resultantes da exumação de estruturas dobradas no decorrer de vários ciclos tectônicos. Já a denominada superfície de Catalão é descrita por

uma superfície aplanada, oriunda de sucessivas fases erosivas, com dissecação homogênea convexa, situadas na região de Planaltos Divisores do São Francisco – Paranaíba (IBGE, 2015). Ambas as unidades, são perceptíveis na região da área de empréstimo - PRAD: nas áreas próximas as drenagens principais, ocorrem degraus estruturais e rebordos erosivos; já nas áreas aplanadas, o relevo se apresenta suave ondulado a ondulado e, por vezes, plano, nas áreas mais altas. Esse cenário é notório nos arredores da UHE Emborcação, onde predominam declividades mais brandas (suave ondulada a ondulada), que se tornam mais abruptas nas superfícies próximas ao rio Paranaíba. A transição entre os relevos acidentados e os mais suaves pode ocorrer de forma gradual ou súbita, a depender do grau de entalhamento que drenagens esculpiram no relevo ao longo do tempo (PACUERA, 2014).

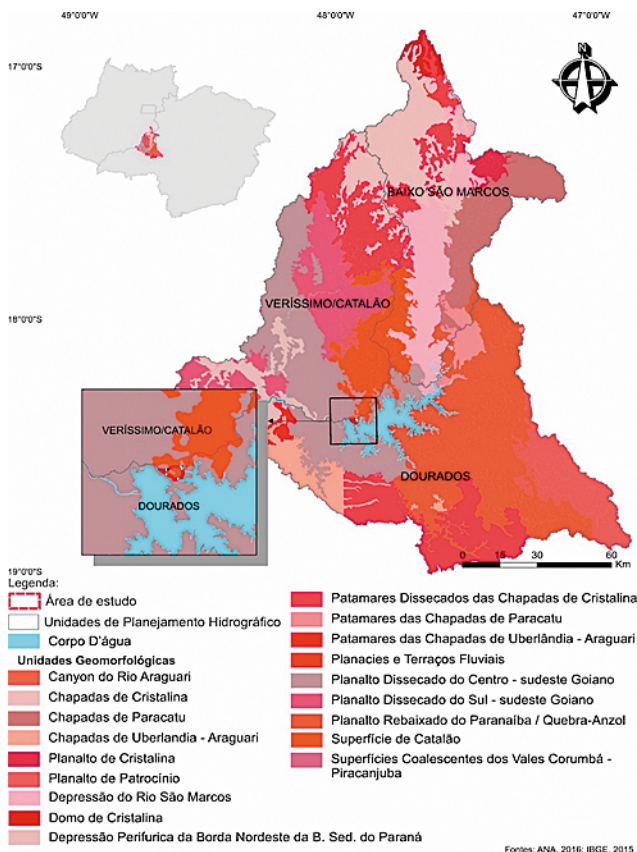


Figura 8: Mapa Morfológico regional destacando as duas unidades geomorfológicas onde se localiza a região da área de empréstimo: aplainamento de Catalão e de dissecação do Planalto Central Goiano.

Geomorfologia Local

Dentro dos limites da área do PRAD, a amplitude topográfica é de cerca de 60 metros (mínimo 641 m e máxima 701m, Figura 9). A posição de menor cota é junto ao córrego Pedra Branca e a mais elevada ocorre a leste. O gradiente de declividade médio da área é de 2,37% (vergência para oeste), porém a topografia é bem heterogênea, o que engendra um cenário de grande variação da declividade. O tipo de relevo predominante (53% da área), de acordo com a classificação da EMBRAPA (1979), é suave ondulado (declividade entre 3 e 8%).

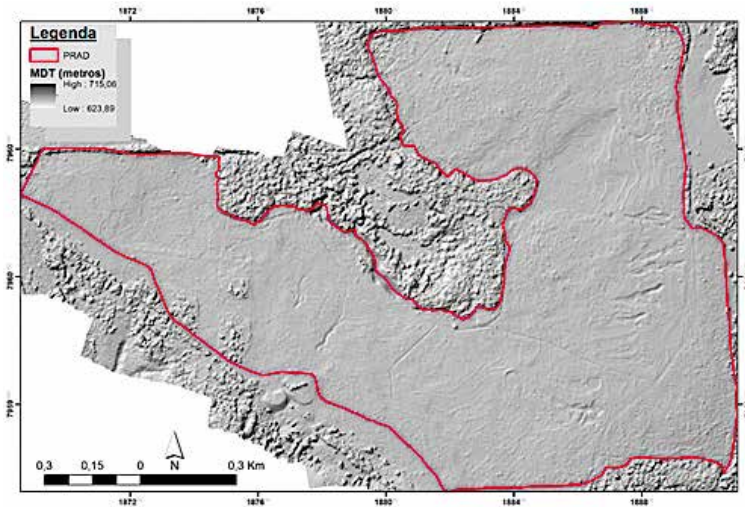


Figura 9: Amplitude topográfica dentro dos limites da área de empréstimo - PRAD.

Recursos Hídricos Superficiais

A área de estudo encontra-se sobre influência de três Unidades de Planejamento Hidrográfico, pertencentes à sub-bacia do rio Paranaíba, inserida, por sua vez, na grande bacia hidrográfica do rio Paraná. O rio Paranaíba tem sua nascente localizada na Serra da Mata da Corda, no município de Rio do Paranaíba, e percorre cerca de 1.160 km, com diferença topográfica de 772 m (1.100 m cota mais alta) até sua foz, no Rio Grande (PACUERA, 2014). Sua bacia drena uma área de 222,6 mil km² e é a segunda maior sub-bacia da região hidrográfica do Paraná. A maior parte dessa unidade hidrográfica se concentra no estado de Goiás (63,3%) e subordinadamente ocupa regiões dos estados de Minas Gerais (31,7%), Mato Grosso do Sul (3,4%) e do Distrito Federal (1,6%) (CBH Paranaíba, 2013).

O curso principal do rio Paranaíba demarca a divisa dos estados de Minas Gerais e Goiás, e suas águas são amplamente utilizadas para a irrigação de Lavouras (ANA, 2011). Além disso, o rio Paranaíba abastece o reservatório da usina hidrelétrica – UHE Emborcação (CEMIG, 2018). Localmente, a área do PRAD insere-se dentro da chamada Unidades de Planejamento Hidrográfico Veríssimo/Catalão. Nessa região é possível visualizar um padrão de drenagens dendríticas, que são comuns em áreas onde o substrato é mais uniforme, tais como rochas metamórficas sem orientação preferencial (Press et al., 2006).

Recursos Hídricos Locais

Na área de estudo nasce o córrego Pedra Branca, tributário do Ribeirão do Ouvidor, afluente do rio Paranaíba. De padrão dendrítico, possui uma bacia com cerca de 454 ha (Figura) com ponto mais alto de cota 715 m e o mais baixo de 618m, com relação ao nível do mar.

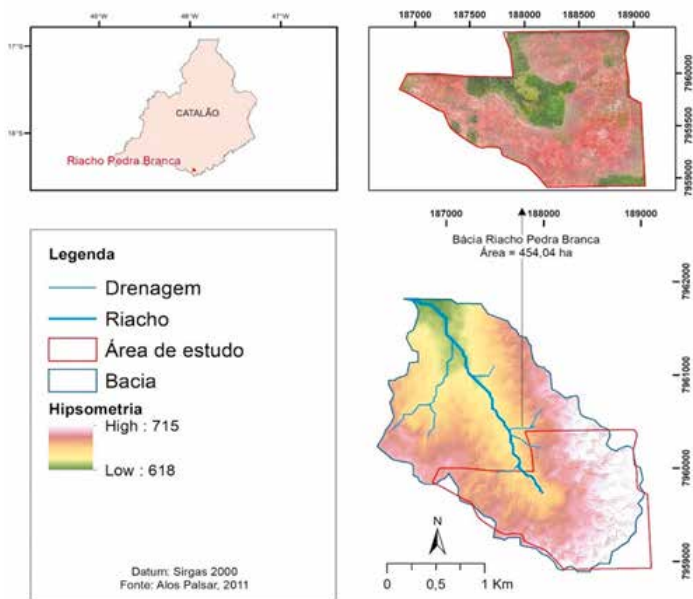


Figura 10: Mapa da bacia do Riacho Pedra Branca em Catalão, GO.

Devido ao solo exposto na área de estudo, boa parte do solo erodido e carregado, durante o período chuvoso, acaba chegando ao riacho via redes de drenagens instaladas na época do PRAD executado na área entre 2000 e 2002 (Figura 11). O corpo hídrico vem sofrendo, dessa forma, ao

longo do tempo, com o intenso assoreamento (Tavares-Jr et. al., 2021), como é ilustrado pela Figura.



Figura 11: Canaleta de concreto, com água pluvial e sedimentos, que desagua no Riacho Pedra Branca em Catalão, GO.



Figura 12: Fotografias do Riacho Pedra Branca em Catalão, GO. Destaque para o assoreamento do corpo hídrico.

Uso e Ocupação do Solo

O desenvolvimento econômico da bacia do rio Paranaíba tem destaque na área de mineração, agropecuária e setor sucroalcooleiro. No setor minerário, as maiores arrecadações estão relacionadas às substâncias: fosfato (25%), apatita (18%), pirocloro (13%), calcário (9%) e nióbio (8%). A produção de apatita e pirocloro se concentra inteiramente em Araxá/MG, o faturamento do mercado de nióbio pertence a Catalão/GO (87%) e o comércio de fosfato concentra-se em Tapira/MG (92%). No setor agropecuario predominam as monoculturas de milho e soja e, no setor sucroalcooleiro, há em funcionamento 49 usinas (CBH Paranaíba, 2013). De acordo com a CEMIG (2018), apesar da bacia ser conhecida, principalmente, pelo

potencial hidrelétrico e riquezas diamantíferas, o descuido e mau uso dos recursos hídricos acarretaram uma perda de cerca de 60% da vazão máxima nas últimas décadas. Além disso, as últimas análises de qualidade da água na bacia, apontaram resultados que variam de médio a ruim, fato engendrado por desmatamento de matas ciliares, uso de agrotóxico indiscriminado, dragas irregulares e lançamento de efluentes domésticos e industriais nos corpos hídricos. O uso e ocupação do solo estão demonstrados nas Figuras 13 e 14.

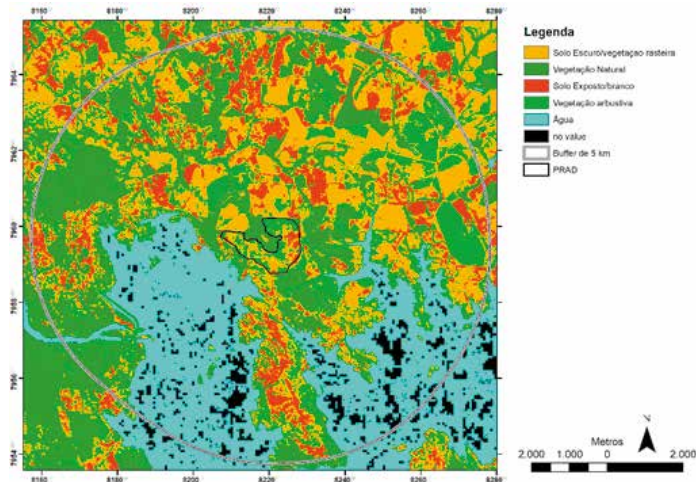


Figura 13: Mapa de uso e ocupação do solo na região onde está inserida a área de empréstimo – PRAD.

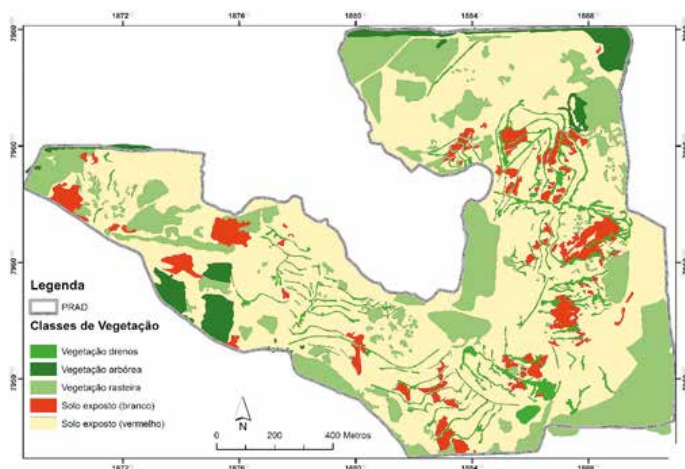


Figura 14: Tipos de vegetação na área de empréstimo – PRAD.

Referencias Bibliográficas

- ANA - Agência Nacional de Águas (Brasil). 2011. Planejamento estratégico da ANA: cartilha de orientações gerais / Agência Nacional de Águas; Coordenação de Gestão Estratégica (CGE). Brasília: CGE, 37p.
- CBH Paranaíba, 2013
- CEMIG, 2018
- Dardenne, MA. 2000. The Brasília Fold Belt. In: Cordani, UG, Milani, EJ, Thomaz Filho, A, Campos, DA. (eds.), Tectonic Evolution of South America, 231-263.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1979. Serviço Nacional de levantamento e conservação do solo. Manual de métodos de análise. 233p.
- Fuck, RA, Pimentel, MM, D'el-Rey, Silva, LJ. 1994. Compartimentação Tectônica na porção oriental da Província Tocantins. Anais Congresso Brasileiro de Geologia 38, Camboriú (SC), p.215-216.
- Kottel, M, Grieser, J, Beck, C, Rudolf, B, Rubel, F. 2006. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. Meteorologische Zeitschrift, 15, 3, 259-263.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2015. Indicadores de desenvolvimento sustentável. Rio de Janeiro, IBGE, 352p. ISSN 1517-1450.
- Lacerda-Filho, JV. 1999. Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil. In: Lacerda-Filho, JV, Rezende, A, Silva A. Geologia e Recursos Minerais do Estado de Goiás e Distrito Federal: Organizado Por. 1:500.000. Goiânia: CPRM.
- Navarro, GRB, Zanardo, A, Conceição, FT. 2013. O Grupo Araxá na Região Sul-Sudoeste do Estado de Goiás. Geologia USP, 13, 2, 5-28.
- Plano Ambiental de Conservação e Uso do Entorno do Reservatório Artificial (PACUE-RA) da UHE Emborcação. 2014. CEMIG, Belo Horizonte, MG. 701p.
- Perosi, F.A., 2006. Estrutura crustal do setor central da Província Tocantins utilizando ondas P, S e fases refletidas com dados de refração de sísmica profunda. Unpublished PhD thesis, Universidade de São Paulo, 162 p.
- Press, F, Siever, R, Grotzinger, J, Jordan, TH. 2006. Para entender a Terra. Ed. Bookman, Porto Alegre. 656p.
- Projeto RADAM BRASIL 32. 1983. Rio de Janeiro/ Vitória: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. 775p. GE00005738-6.
- Seer, HJ, Moraes, LC. 2017. Geologia Regional do Triângulo Mineiro. Projeto Triângulo Mineiro. CODEMIG-CPMTC/UFGM, 123 p.
- Tavares-Jr, C, Eskinazi-Sant'Anna, EM, Figueiredo, YA, Almeida, HA, Leite, MGP. 2021. Changes in the hydro-sedimentary balance: Impacts of the use of a borrow pit in

a low-order stream. PLoS ONE, 16, 8, e0255432. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0255432>

Thorntwaite, CW, Mather, JR. 1955. The Water Balance. Publications in Climatology VIII, 1, 1-104.

Uhlein, A, Fonseca, MA, Seer, HJ, Dardenne, MA. *In memoriam 2012. TECTÔNICA DA FAIXA DE DOBRAMENTOS BRASÍLIA – SETORES SETENTRIONAL E MERIDIONAL. Geonomos, 20, 2, 1-14.

Valeriano, CM, Pimentel, MM, Heilbron, M, Almeida, JCH., Trouw, RAJ. 2008. Tectonic evolution of the Brasília Belt, Central Brazil, and early assembly of Gondwana. In: Pankhurst, RJ, Trouw RAJ., Brito-Neves, BB, De-Wit MJ. (eds.) West Gondwana: pre Cenozoic correlations Across the South Atlantic region. Geological Society, London, Special Publication, 294, 197-210.

Capítulo 4

Aspectos abióticos terrestres da área afetada por empréstimo de solo

Yuri Andrade Figueiredo de Souza^{1, 2, *}; *Mariângela Garcia Praça Leite*²
& *Maria Augusta Gonçalves Fujaco*²

¹Programa de Pós-graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais,
Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG;

²Departamento de Geologia, Universidade Federal de Ouro Preto,
Ouro Preto, MG;

*yuriafsouza@gmail.com

A importância do conhecimento geológico, no âmbito ambiental, é evidenciada pelo solo e relevo que são intrínsecos e originados a partir do pacote litológico. Conhecer a rocha é o primeiro passo para entender o solo e as propriedades que afetam diretamente a vulnerabilidade ambiental e influenciam no desenvolvimento vegetal. Portanto, mesmo que de forma breve, é importante compreender a superfície de estudo dentro do contexto geológico.

Localizada à borda de uma grande estrutura geológica, denominada Cráton São Francisco, a área alvo é situada na chamada Faixa Brasília (Fuck et al., 1994; Dardenne, 2000). Nessa região, de idade neoproterozoica (de 1 bilhão a 541 milhões de anos atrás), destacam-se dois litotipos de interesse para o presente trabalho: Suíte Jurubatuba e Ortognaisse Goiandira. A Suíte Jurubatuba tem idade por volta de 640 milhões de anos (Klein, 2008) e composta em grande parte por rochas graníticas (gnaiesses) de mineralogia básica caracterizada por bandas ricas em biotita e bandas quartzo-feldspáticas (Moura & Fonte Boa, 2017). Já o Ortognaisse Goiandira, que raramente apresenta afloramentos de rocha fresca, tem mineralogia principal composta por, em ordem decrescente, quartzo, plagioclásio, microclina, muscovita e biotita (Moura & Fonte Boa, 2017), não diferindo muito, mineralógicamente, da Suíte Jurubatuba.

As imediações da área de estudo apresentam escassez de afloramentos de rocha sã, porém, quando identificados, apresentam caráter granítico de composição mineralógica, básica, quartzo-feldspática. Visualmente pode-se perceber que os afloramentos são bem semelhantes, diferindo apenas no tamanho dos minerais (Figura 1). A exposição dessa litologia ao tempo

exibe um material alterado esbranquiçado, arenoso e bastante friável, o que facilita o aparecimento de sulcos e outras feições erosivas.

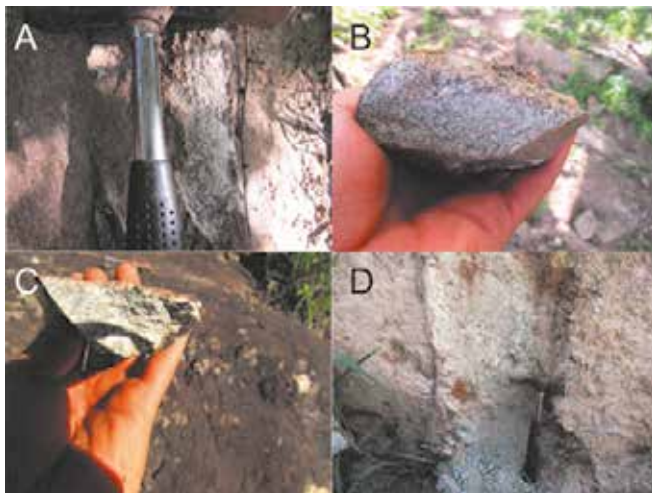


Figura 1: A) Afloramento de rocha no Ribeirão do Ouvidor.

B) Afloramento rochoso na Fazenda 1.

C) Afloramento de rocha na Fazenda 2. D) Rocha alterada no corte de estrada.

Dentro dos limites da área de estudo, sobre o pacote litológico supracitado, o relevo que predomina é suave ondulado (declividade entre 3 e 8% - EMBRAPA, 1979) com amplitude topográfica de cerca de 60 metros (mínimo 641 m e máxima 701 m). A posição de menor cota é junto ao córrego Pedra Branca, que nasce na área, e a mais elevada, ocorre a leste. O gradiente de declividade médio da área é de 2,37% (vergência para oeste), porém a topografia é bem heterogênea, o que engendra um cenário de grande variação dos declives.

Solo na área de empréstimo

A condição climática local, demarcada por expressiva pluviosidade e temperatura que estuga o intemperismo, propiciaram a evolução e desenvolvimento de solos profundos. Além disso, à existência de rochas ricas em feldspatos (de fácil alteração) e do relevo suave ondulado, as áreas são planas e favorecem a infiltração das chuvas. Não é à toa que a região foi área de empréstimo de argila para a construção da barragem da Usina Hidrelétrica de Emborcação - UHE-Emborcação.

Originalmente a área de estudo era composta por LATOSSOLOS-VERMELHOS Distróficos, procedentes em sua maioria de ortognaisses migmatíticos (CPRM, 2008). Com coloração avermelhada característica (Figura 2) o *pedon* desse solo apresenta horizonte B diagnóstico Bw, de textura argilosa e estrutura granular fraca a moderada, e horizonte A de coloração mais escura com espessura que não ultrapassa 0,2 m.



Figura 2: Fotografias de perfis do latossolo vermelho distrófico remanescente na área de estudo (perfil com 6m).

Na área degradada (DEGA) devido a intensa retirada de solo para a construção da barragem, o solo foi profundamente degradado, além de ter seu horizonte A totalmente removido, seu horizonte B retirado para a construção da barragem da UHE-Emborcação (remoção de até mais de 10 m de solo). Dessa forma, em uma grande extensão do terreno, são encontradas apenas delgadas camadas de horizonte B remanescentes (poucos centímetros de profundidade), de coloração avermelhada (Figura 3).

A exposição e o revolvimento desse solo residual, durante a execução do PRAD em 2000, somado à incidência das chuvas, culminou no desenvolvimento de torrões argilosos (Figura 4A) e expôs nódulos de óxido de ferro extremamente cimentados (Figura 4B). Próximo à superfície, a somente alguns centímetros de profundidade, nas áreas de ocorrência do Horizonte C exposto, ocorre de forma frequente uma rocha muito alterada, de coloração esbranquiçada e roxeada (Figura 5A, B e C). É um saprólito cuja principal mineralogia é quartzo-feldspática com presença de algumas micas. Além disso, não é incomum encontrar veios de quartzo

(Figura 5D) associados, de espessuras variadas, e que formam barreiras físicas ao desenvolvimento radicular vegetal.

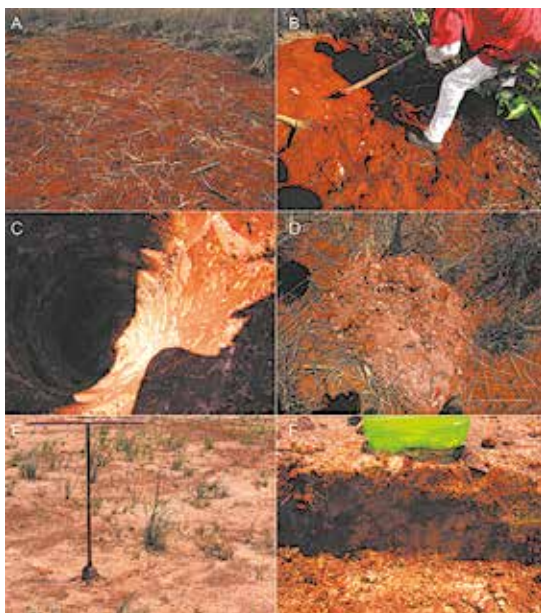


Figura 3: Fotografias ilustrativas do solo na área degradada (DEGA): A) horizonte B remanescente. B) escavação no horizonte B, cor avermelhada característica. C) Buraco escavado, 10-20cm de horizonte B remanescente, antes de atingir horizonte C (esbranquiçado na foto). D) Material retirado da escavação anterior, esbranquiçado, ceroso, com presença de minerais primários, como quartzo e, fragmentos de rocha alterada com caulinita e mica. E) Solo esbranquiçado (horizonte C) com acúmulo de sedimento arenoso. F) saprólito com presença de caulinita.



Figura 4: Detalhe do material A) torrões argilosos subangulares, de tamanho variado, com os maiores superando 50mm - diâmetro. B) Nódulo cimentado por óxido de ferro.

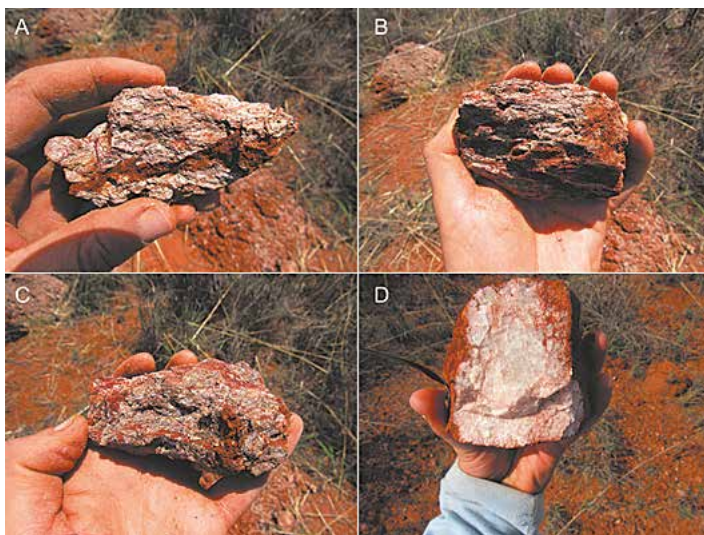


Figura 5: Detalhes das amostras encontradas na área de estudo; A), B) e C): saprólito de ganisse quartzo-feldspato. D): Veio de quartzo encontrado sob uma planta anã.

A heterogeneidade do solo residual da área influencia na forma como os processos erosivos se manifestam no terreno. Locais cuja declividade é mais acentuada e apresentam um solo mais claro/esbranquiçado, ou seja, com horizonte C exposto (DEGA Hc) há a deflagração de ravinas e grotas (Figura 6A). Já onde o solo é mais avermelhado, ou seja, com ocorrência do horizonte B (DEGA Hb) não há a instauração de processos erosivos lineares, prevalecendo os laminares, em contraste com a DEGA Hc (Figura 6B)

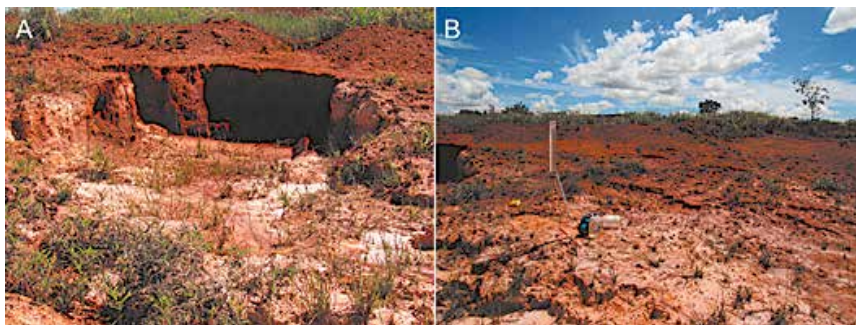


Figura 6: Feição erosiva na área de estudo: A) grotta apresenta a montante um solo avermelhado (horizonte B) e a jusante solo esbranquiçado, mais arenoso, com claras marcas de erosão por água pluvial; B) feições de erosão laminar.

Aspectos físicos do solo

Os solos locais, sejam aqueles encontrados na área degradada (DEGA) ou os situados na área de referência (REFA), tendem a ter um caráter argiloso. Contudo, é observado um solo de textura mais homogênea, de caráter argiloso ou franco-argiloso na REFA (Figura 7) – percentual médio de argila de 47%. Na DEGA a textura tem grande variação (Figura 7), o que dá um aspecto mais heterogêneo à essas superfícies, do ponto de vista granulométrico. Isso se deve à característica mais grosseira do solo da DEGA Hc, cuja média do teor de argila chega a 31,5%, enquanto no DEGA Hb é de 45,6%. Esse fato reflete diretamente no tamanho médio das partículas de cada solo: 0,12 mm na REFA; 0,11 mm na DEGA Hb; e, 0,18 mm na DEGA Hc.

A resistência do solo à penetração (RP) difere bem entre DEGA e REFA (Figura 8). Apesar da textura semelhante, o solo encontrado na DEGA Hb (média: 2.232 Kpa) é consideravelmente mais resistente à penetração do que o situado na REFA (média: 940 Kpa). Em contrapartida, o solo de ocorrência na DEGA Hc apresenta a menor resistência à penetração (média: 855 Kpa), diferindo dos demais. Essa diferença se deve ao maior percentual de areias encontrado nesse substrato. A porosidade (Pt) e macroporosidade são maiores na REFA, com média de 65% e 28%, respectivamente, enquanto na DEGA Hb os valores são bem menores, com médias de 47% e 5%. Na DEGA Hc os valores de porosidade e macroporosidade são de 56% e 18%, respectivamente.

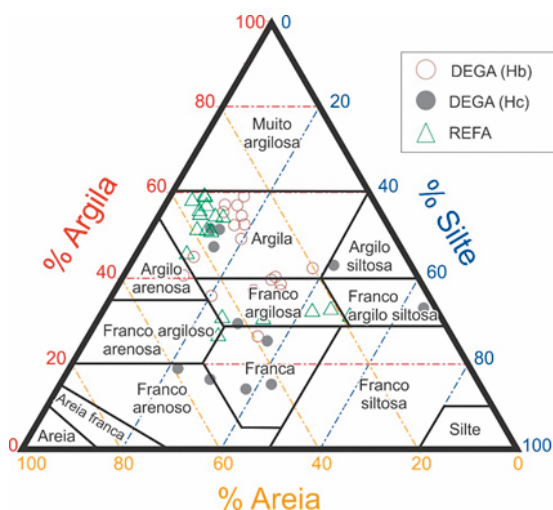


Figura 7: Diagrama ternário com a classificação textural dos solos da área de empréstimo.

O tráfego de maquinário pesado, para execução das atividades do PRAD realizado em 2000, levou a uma maior compactação do solo, em DEGA (Katzur & Haubold-Rosar, 1996; Twum & Nii-Annang, 2015), apesar da similaridade textural. Esse percentual de argila semelhante nos primeiros centímetros da REFA e DEGA, onde o horizonte B não foi totalmente retirado, é comum (Krishnaswamy & Richter, 2002). Em contrapartida na DEGA Hc, onde há maiores quantidades de areia e silte, há por conseguinte menor compactação (e menores resistências do solo à penetração) e há grande variação da condutividade hidráulica encontradas nesses locais (Beard & Weyl, 1973). A subsolagem, apesar de ter reduzido em parte a resistência do solo à penetração, não mudou as características granulométricas solo encontrado na DEGA, o que permitiu o aumento da resistência do solo à penetração nas porções mais argilosas (DEGA Hb) (Nooraiepoura et al., 2019).

A resistência do solo à penetração é um parâmetro crítico ao desenvolvimento radicular das plantas, entretanto não existe um consenso sobre valores limitantes. Normalmente são descritos valores de resistência à penetração entre 2 e 3 MPa (Day & Bassuk, 1994; Hakansson & Lipiec, 2000). Na DEGA Hb a média da RP é acima de 2 MPa, fato que pode ter dificultado o crescimento das raízes e o estabelecimento das plantas. Possivelmente, como resultado, parte da vegetação introduzida durante o PRAD de 2000 não conseguiu se estabelecer ou se desenvolver adequadamente, originando plantas anãs (Figura 9). Além disso, a maior resistência do solo à penetração resulta em uma menor porosidade, privilegiando o escoamento superficial em detrimento da infiltração, o que aumenta o potencial de erosão das chuvas (Hakansson & Lipiec, 2000; Secco et al., 2004) e reduz a disponibilidade de água para as plantas (Eavis, 1972).

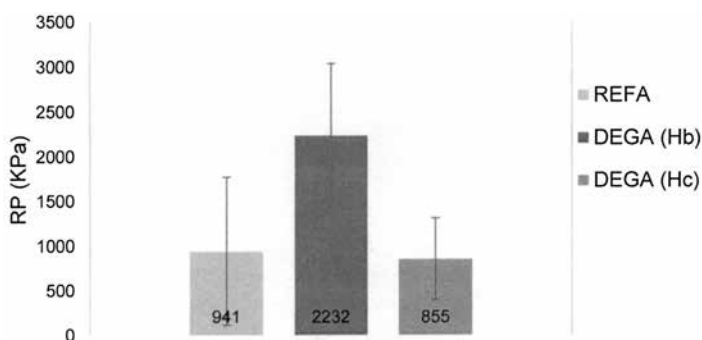


Figura 8: Resistência à penetração do solo na área degradada e de referência.



Figura 9: Fotografia de uma planta anã que se estabeleceu na área de empréstimo.

Hakansson & Lipiec (2000) estabelecem um valor de $<10\%$ de macroporosidade, o que ocorre em DEGA Hb, como crítico para o desenvolvimento aéreo e radicular de diversas plantas. Esse fato, por si só, poderia caracterizar essas superfícies como degradadas e comprometidas (Stolf et al., 2011). O acúmulo de gramíneas (Figura 10) nos limites das curvas de nível do terraceamento corroboram com essa hipótese, já que nesses locais, além da própria vegetação beneficiar a infiltração (Rietkerk et al., 2000), há um acúmulo de água pluvial, que, mesmo que de forma lenta, favorece a infiltração.



Figura 10: Acúmulo de gramíneas nas áreas de terraceamento na área de empréstimo

Aspectos químicos do solo

De modo geral, o solo da área tem característica ligeiramente ácida e não apresenta diferenças entre os tratamentos: REFA (pH: $5,59 \pm 0,66$) e DEGA (pH: $5,46 \pm 0,44$). Entretanto, a história muda quando se analisa os demais parâmetros químicos. Começando pelo teor de matéria orgânica (MO) esse é notadamente mais elevado na REFA do que na DEGA (Figura 11). Da mesma forma os macro e micronutrientes tendem a ter concentrações maiores na REFA (Figura 11). Apenas o Cu e Al^{3+} apresentam valores similares entre as áreas.

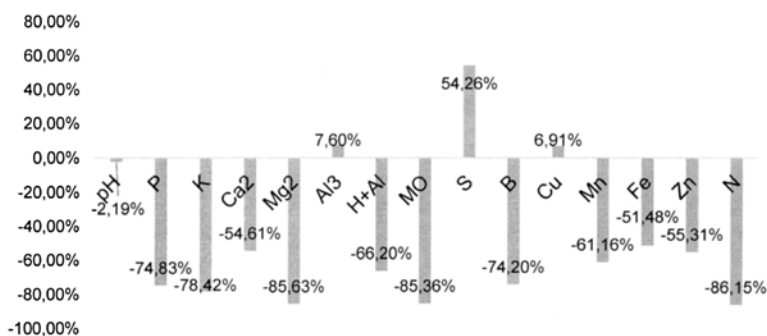


Figura 11: Nutrientes em DEGA com relação à REFA na área de empréstimo.

Por meio da análise de componentes principais (Figura 12) determinou-se os elementos mais relevantes para distinção entre as áreas: K^+ ; Mg^{2+} ; MO; B; e, N. Em outras palavras, esses indicadores de solo são elementos chave para monitorar a evolução edáfica local. Fica perceptível a dissimilitude entre a REFA e a DEGA, onde as maiores concentrações dos parâmetros

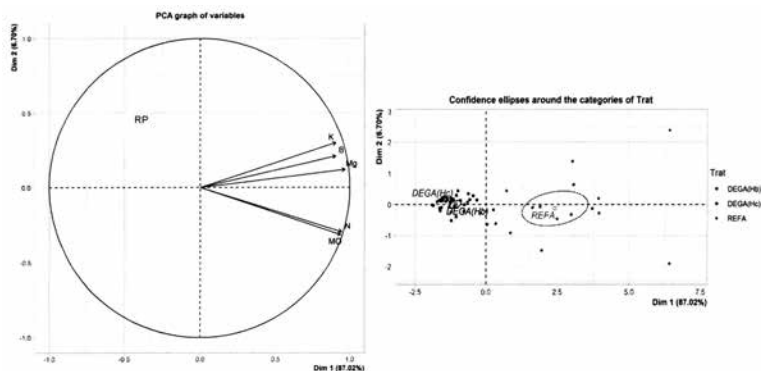


Figura 12: ACP dos aspectos químicos do solo nas áreas degradadas e referência.

ocorrem na REFA. A análise de componentes principais (Figura 13) também demonstra uma clara distinção entre DEGA (Hc), DEGA (Hb) e REFA, demonstrando que há maior concentração de elementos menores que correspondem a nutrientes essenciais ao desenvolvimento vegetal na REFA.

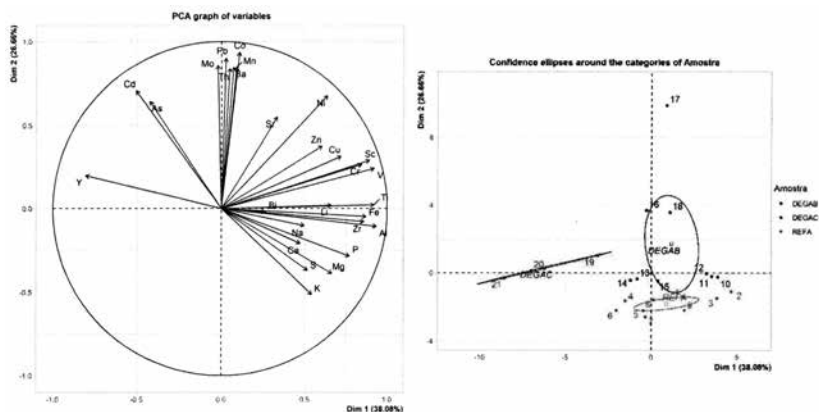


Figura 13: ACP com os dados dos diversos parâmetros mensurados. A) Gráfico das variáveis; b) Gráfico das categorias. Ca – Cálcio; Mn – Manganês; K – Potássio; Ti – Titânio; Mg – Magnésio; P – Fósforo; Cr – Cromo; V – Vanádio; Na – Sódio; S – Enxofre; Ba – Bário; Pb – Chumbo; Zn – Zinco; Cu – Cobre; Th – Tório; Ni – Níquel; Sc – Escândio

A análise da concentração de elementos maiores, menores e traço, via ICP-OES, permite verificar que o solo da área é composto basicamente por (média da área – 83%) e óxidos de alumínio (9,8%) e ferro (6,8%). Entretanto, há uma variação significativa do teor de sílica entre as áreas (Figura 14). A DEGA Hc apresenta maior teor de sílica, com relação às demais, chegando a apresentar em sua composição mais de 95%.

Naturalmente, os Latossolos possuem características inerentes à prolongada exposição à processos intempéricos, tornando-os ácidos, com elevados teores de alumínio e ferro e baixa capacidade de trocas catiônicas (Primavesi, 2002). Porém, apesar dessas peculiaridades, de modo geral, os solos encontrados na DEGA apresentam diferenças claras quando comparados com os localizados na REFA (Figura 12). Com exceção do cobre e alumínio, todos os demais parâmetros apresentam diferenças estatísticas entre as áreas. Os macro e micronutrientes, elementos essenciais às plantas (Mengel & Kirkby, 2001; Dechen & Nachtigall, 2018), são consideravelmente mais baixos nos solos de DEGA. Os valores ligeiramente superiores

em Hb com relação à Hc podem estar relacionados aos seus maiores teores de MO e maior percentual de argilas (Figura 7). Por DEGA (Hc) apresentar os maiores percentuais de areia e silte (maior potencial de erosão linear) e as menores concentrações de nutrientes e MO, são os solos com as piores características para permitir o estabelecimento de vegetação.

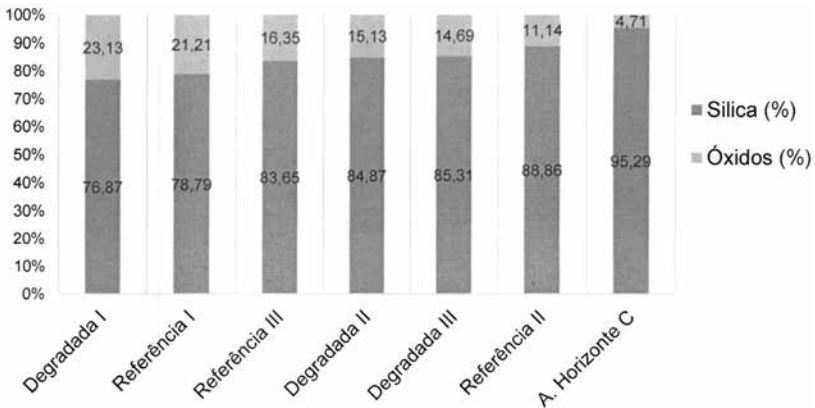


Figura 14: Porcentagem média de sílica e óxidos por área.

Dentre os parâmetros analisados, os que mais diferiram em valores absolutos entre REFA e DEGA foram a concentração de potássio, magnésio, nitrogênio e o teor de matéria orgânica (Figura 11). A quantidade total de potássio encontrado no substrato depende do material de origem (rocha mãe), entretanto, somente 2% desse montante é considerado disponível para as plantas. O potássio é o cátion mais abundante nas plantas e, apesar de não fazer parte de nenhuma estrutura ou molécula orgânica no vegetal, ativa mais de sessenta sistemas enzimáticos (Meurer et al. 2018). Atua na fotossíntese, regula abertura e fechamento dos estômatos, regula a translocação e alocação de nutrientes, realiza a manutenção da água dentro dos tecidos vegetais, incrementa absorção de N e a síntese de proteínas (Marschner, 1995). O K^+ devido à sua fraca força de adsorção (Viana et al. 2014) é facilmente lixiviado dos solos, principalmente em climas tropicais. Dessa forma, o K^+ é o nutriente mais móvel encontrado na serapilheira (Laskowski et al., 1995). Apesar disso, vegetação tem grande poder de reciclagem de potássio, o que contribui para aumento de sua concentração no solo (Raij, 2011). Portanto, principalmente em solos de cerrado, naturalmente pobres em nutrientes, a concentração e disponibilidade de K^+ se torna um bom indicador para acompanhar a evolução da recuperação de uma área.

O teor de matéria orgânica de um solo é basicamente formado por resíduos da parte aérea e radicular da vegetação, microrganismos e restos de animais, além de exsudados de raízes (Allison, 1973). Em regiões de solos pobres em nutrientes é um importante indicador ambiental (Primavesi, 2002). A presença de MO ajuda na estruturação do solo, na medida em que estabiliza agregados (Fenton et al., 2008; Volikov et al., 2016), tem influência no crescimento e desenvolvimento radicular, tem participação no fornecimento de nutrientes (aumento da CTC), aumento da população microbiana (que promovem crescimento radicular e defesa contra patógenos e estresse) e na capacidade tampão do solo (Chen et al., 2004). Em solos tropicais tem influência significativa nos atributos do solo, especialmente no ponto de carga zero e na CTC, podendo até mesmo dobrá-la (Ramos et al., 2018).

Nesse contexto é possível propor uma nova abordagem de monitoramento do grau de degradação e o acompanhamento do processo de recuperação da uma área de empréstimo. A análise de principais componentes (Figura 12) apontou 5 atributos de maior relevância para distinção das áreas: K^+ ; Mg^{2+} ; MO; B; e, N. Além disso, apesar de descartada pelo método da ACP, a importância da DsA é evidente, visto sua frequente utilização em estudos edáficos e de recuperação ambiental (Rodrigues et al., 2007; Viana et al., 2014; Almeida & Sánchez, 2015; Li et al., 2018). Propõem-se, dessa forma, minimamente a utilização de três indicadores de solo para monitoramento da reabilitação da área: densidade do solo, teor disponível de K^+ e teor de matéria orgânica.

Sugestões de manejo

Para que ocorra a recuperação de áreas fortemente impactadas e se evitar a evolução contínua da degradação do solo é necessário o emprego de métodos e planejamento multidisciplinar e multiprofissional dos recursos naturais. Onde há perda da cobertura vegetal e parte ou a totalidade do solo, os indicadores mais importantes a serem monitorados e corrigidos continuamente são os parâmetros edáficos, com destaque para as características físicas, químicas e biológicas do solo (Frighetto & Valarini, 2000). O desenvolvimento prematuro (ou “boom” vegetativo), principalmente de gramíneas, após o emprego de métodos tradicionais como a calagem e a adubação, pode acabar encobrendo uma possível evolução da degradação ambiental, o que dificulta na identificação da necessidade de adoção de ações corretivas.

Para a recuperação da área recomenda-se a utilização da transposição de topsoil (Figura 15), em paralelo com outras técnicas que visem aumentar a matéria orgânica do solo (devido a limitação de oferta de *topsoil*), em um projeto de contínuo de reabilitação iniciando nas áreas limítrofes com a vegetação nativa ainda preservada (bordas), seguindo gradativamente para o centro da área. A inserção de Fabáceas e Poaceas é indicada para etapas que precedem o plantio arbóreo, pois contribui na reestruturação do solo, aumenta a biomassa (MO) e o nitrogênio, além de proteger a superfície das águas pluviais e processos erosivos.



Figura 15: Método de transposição de topsoil: A) fase de homogeneização do topsoil obtido nas áreas de referência; B) montagem das parcelas; C) deposição de Latossolo Vermelho destorroado; D) algumas das parcelas após a sua finalização, com a colocação do latossolo, do topsoil e das telas de proteção (TTS); E e F) Parcelas ao final do projeto – Latossolo comprado e topsoil homogeneizados.

A eliminação da vegetação e a retirada parcial ou total do solo de áreas de empréstimo as coloca entre as mais vulneráveis à ação de processos erosivos (Figura 16). Técnicas clássicas de controle de erosão e revegetação não são suficientes para sua reabilitação. Um projeto de recuperação ambiental

sustentável deve ansiar pela reestruturação dos processos naturais do solo, permitindo a formação de ecossistemas resilientes. Em outras palavras, é necessário considerar o papel fundamental das propriedades física, químicas e biológicas do solo. Somente assim é possível restaurar os ciclos de energias e matéria de um determinado ecossistema, bases para permitir o restabelecimento da flora e fauna, em toda sua complexidade, e dos serviços ambientais.

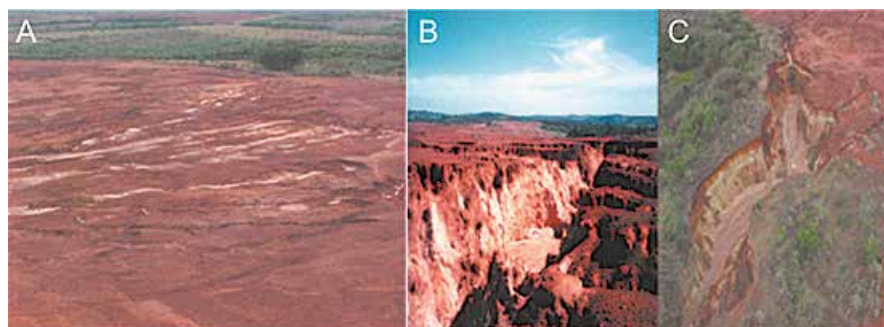


Figura16: Imagens da área de empréstimo antes do início das ações do projeto de reabilitação. A) detalhe da área sem vegetação e com algumas feições erosivas lineares; B e C) fotografias das voçorocas instaladas

Os solos encontrados na DEGA, em comparação com os localizados na REFA, apresentam uma clara redução da macroporosidade, perda de matéria orgânica e nutrientes ao longo do tempo. Fato desencadeado devido ao não restabelecimento dos principais serviços ecossistêmicos do solo, fundamentais para garantir seu sucesso em longo prazo. Por isso é importante e necessário um monitoramento posterior, em paralelo a ações corretivas.

O monitoramento correto, com base nos indicadores de solo, pode apontar de forma prévia, a eficácia das técnicas empregadas para reabilitação de uma área. A análise em tempo hábil permite o reparo das técnicas implantadas e, ao mesmo tempo, a implantação de outros métodos mais eficazes. Dessa forma, sugere-se, ao menos, o uso da macroporosidade, teor disponível de K⁺ no solo e MO como indicadores ambientais, no monitoramento. A utilização desses se apresenta promissora, também, na análise da evolução de recuperação de outras áreas de empréstimo degradadas, especialmente em ecossistemas tropicais como o Cerrado. Porém, é importante aguardar mais estudos sobre o tema, para verificar o real potencial desses indicadores de solo.

Referencias Bibliográficas

- Allison, FE. 1973. Soil Organic Matter and its Role in Crop Production. Volume 3, 1st Edition. Elsevier Science. 634p.
- Almeida, ROPO, Sánchez LE. 2015. Indicadores da Qualidade do Substrato para Monitoramento de Áreas de Mineração Revegetadas. *Floresta e Ambiente*, 22, 2, 153-163.
- Beard, DC, Weyl, PK. 1973. Influence of Texture on Porosity and Permeability of Unconsolidated Sand. *American Association of Petroleum Geologists Bull*, 57, 2, 349-369.
- Chen, Y, De Nobili, M, Aviad, T. 2004. Stimulatory effects of humic. In: Magdoff, F, Weill RR. (eds.) *Soil organic matter ins sustainable agriculture*. Boca Raton: CRC Press. 412p.
- CPRM – Serviço Geológico do Brasil. 2008. Mapa Geológico do Estado de Goiás e Distrito Federal. Goiânia: CPRM; SIC - FUNMINERAL. Escala 1:500.000.
- Dardenne, MA. 2000. The Brasília Fold Belt. In: Cordani, UG, Milani, EJ, Thomaz Filho, A, Campos, DA. (eds.), *Tectonic Evolution of South America*, pp. 231-263.
- Day, SD, Bassuk, NL. 1994. A review of the effects of soil compaction and amelioration treatments on landscape trees. *Journal of Arboriculture*, 20, 1, 9-17.
- Dechen, AR, Nachtigall, GR. 2018. Elementos essenciais e benéficos às plantas superiores. In: Fernandes, MS, Souza, SR, Santos, LA (eds.): *Nutrição mineral de plantas*. 2ª edição – Viçosa, MG. 670p.
- Eavis, BW. 1972. Soil physical conditions affecting seedling root growth. I. Mechanical impedance, aeration and moisture availability as influenced by bulk density and moisture levels in a sandy loam soil. *Plant and Soil*, 36, 613-622.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1979. Serviço Nacional de levantamento e conservação do solo. Manual de métodos de análise. 233p.
- Fenton, M, Albers, C, Ketterings, Q. 2008. Soil Organic Matter. *Agronomy Fact Sheet Series*. Fact Sheet 41. College of Agriculture and Life Sciences: Department of Crop and Soil Sciences. Cornell University. 2p. <http://franklin.cce.cornell.edu/resources/soil-organic-matter-fact-sheet>
- Frighetto, RTS, Valarini, PJ. 2000. Indicadores biológicos e bioquímicos da qualidade do solo: manual técnico. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, Documentos, 21. 198p.
- Fuck, RA, Pimentel, MM, D'el-Rey, Silva, LJ. 1994. Compartimentação Tectônica na porção oriental da Província Tocantins. *Anais Congresso Brasileiro de Geologia* 38, Camboriú (SC), p.215-216.
- Hakansson, I, Lipiec, J. 2000. A review of the usefulness of relative bulk density values in studies of soil structure and compaction. *Soil & Tillage Research*, 53, 71-85.

- Katzur, J, Haubold-Rosar, M. 1996. Amelioration and reforestation of sulfurous mine soils in Lusatia (Eastern Germany), *Water, Air, and Soil Pollution*, 91, 17–32.
- Klein, PBW. 2008. Geoquímica de Rocha Total, Geocronologia de U-Pb e Geologia Isotópica de Sm-Nd das Rochas Ortognáissicas e Unidades Litológicas Associadas da Região Ipameri - Catalão (Goiás). Tese de Doutorado – Instituto de Geociências, Universidade de Brasília. 183p.
- Krishnaswamy, J, Richter, DD. 2002. Properties of Advanced Weathering-Stage Soils in Tropical Forests and Pastures. *Soil Science Society of America Journal*, 66, 244–253.
- Laskowski, R, Niklinska, M, Maryanski, M, 1995. The dynamics of chemical elements in forest litter. *Ecology*, 76, 1393–1406.
- Li R, Kan S, Zhu M, Chen J, Ai X, Chen Z, Zhang J, Ai Y. 2018. Effect of different vegetation restoration types on fundamental parameters, structural characteristics and the soil quality index of artificial soil. *Soil & Tillage Research*, 184, 11–23.
- Marschner, H. 1995. Mineral Nutrition of higher plants. London: Academic Press.
- Mengel, K, Kirkby, E.A. 2001. Principles of plant nutrition. Dordrecht: Kluwer Academic.
- Moura, CD, Fonte Boa, TMR. 2017. Programa Mapeamento Geológico do Estado De Minas Gerais. Projeto Triângulo Mineiro. Folha Catalão SE.23-Y-A-I. escala 1:100.000. Contrato CODEMIG 3861, FUNDEP 22279.
- Nooraiepoura, M, Mondola, NH, Hellevang, H. 2019. Permeability and physical properties of semi-compacted fine-grained sediments – A laboratory study to constrain mudstone compaction trends. *Marine and Petroleum Geology*, 102, 590–603.
- Primavesi, A. 2002. Manejo ecológico do solo: agricultura em regiões tropicais. São Paulo: Nobel. 549p.
- Raij, B. .2011. Fertilidade do solo e manejo de nutrientes. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute. 420p.
- Ramos, FT, Dores, EFGC, Weber, OLS, Beber, DC, Campelo-Jr, JH, Maia, JCS. 2018. Soil organic matter doubles the cation exchange capacity of tropical soil under no-till farming in Brazil. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 98, 3595–3602.
- Rietkerk, M, Ketner, P, Burger, J, Hoorens, B, Olf, H. 2000. Multiscale soil and vegetation patchiness along a gradient of herbivore impact in a semi-arid grazing system in West Africa. *Plant Ecology*, 148, 207–224.
- Rodrigues, GB, Maltoni, KL, Cassiolato, AMR. 2007. Dinâmica da regeneração do subsolo de áreas degradadas dentro do bioma Cerrado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 11, 1, 73–80.

- Secco, D, Reinert, DJ, Reichert, JM, Da Ros, CO. 2004. Produtividade de soja e propriedades físicas de um latossolo submetido a sistemas de manejo e compactação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28, 797-804.
- Stolf, R, Thurler, AM, Bacchi, OOS, Reichardt, K. 2011. Method to estimate soil macroporosity and microporosity based on sand content and bulk density. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35, 2, 447-459.
- Twum, EKA, Nii-Annang, S. 2015. Impact of Soil Compaction on Bulk Density and Root Biomass of *Quercus petraea* L. at Reclaimed Post-Lignite Mining Site in Lusatia, Germany, *Applied and Environmental Soil Science*, 1-5.
- Viana, RM, Ferraz, JBS, Neves-Jr, AF, Vieira, G, Pereira, BFF. 2014. Soil quality indicators for different restoration stages on Amazon rainforest. *Soil & Tillage Research*, 140, 1-7.
- Volikov, AB, Kholofov, VA, Kulikova, NA, Philippova, OI, Ponomarenko, SA, Lasareva, EV, Parfyonova, AM, Hatfiel, K, Perminova, IV. 2016. Silanizes humic substances act as hydrophobic modifiers of soil separates inducing formation of water-stable aggregates in soils. *Catena*, 229-236.

Capítulo 5

Aspectos abióticos dos ambientes aquáticos da área de empréstimo para construção da usina hidrelétrica Emborcação

Cláudio Tavares da Silva Junior^{1, 2, *}; *Eneida Maria Eskinazi Sant'Anna*³
& *Mariângela Garcia Praça Leite*²

¹Programa de Pós-graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais,
Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG;

²Departamento de Geologia,

Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG;

³Departamento de Biodiversidade, Evolução e Meio Ambiente,
Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG.

*claudio.jr.bio@gmail.com

Os rios e córregos são ambientes aquáticos dinâmicos, responsáveis por moldar o relevo terrestre, erodindo e depositando sedimentos ao longo de todo o seu percurso (Christofoletti, 1981). Esses ambientes fluviais apresentam características distintas de vazão e fluxo, que é o que caracteriza o seu dinamismo e sua capacidade de transformação do ambiente. Em áreas de maior declividade as águas dos rios e córregos possuem maior energia e, conseqüentemente, agem erodindo margens e fundo de leitos, assim como transportam maior carga de sedimentos (Haidvogel, 2018). Em áreas mais planas, as águas perdem parte de sua energia deixando de produzir erosão e transporte, depositando o material transportado das áreas mais elevadas. Essa complexidade e dinâmica de energia e carga de sedimentos nas bacias hidrográficas promovem uma grande heterogeneidade nos ecossistemas de rios e córregos e são influenciadas por ações antrópicas e geológicas.

Vários fatores podem interagir e modificar as características de uma bacia hidrográfica, incluindo as condições climáticas locais e regionais, os tipos de rocha e solo, a cobertura vegetal e o uso e ocupação do solo (Elosegi & Sabater, 2013). Esses fatores podem agir tanto isoladamente como em conjunto para moldar as condições geomorfológicas dos rios e córregos. Alterações na estrutura geomorfológica dos ambientes aquáticos acarretam mudanças na composição de habitats, nas interações ecológicas e na sua dinâmica física e química, tanto da água como do sedimento (Leitão et al., 2016; Hauer et al., 2018). Portanto, atividades antrópicas, que promovem

mudanças no uso e ocupação do solo e alteram as condições das bacias hidrográficas, são grandes causas de danos ambientais em rios e córregos.

Mudanças no uso do solo em bacias hidrográficas promovem a retirada de cobertura vegetal, o que expõem o solo a ações erosivas promovendo uma desestruturação e degradação do solo. Os processos erosivos somados a condições climáticas locais, como grandes volumes de chuvas, provocam alterações no ciclo hidrológico das bacias aumentando o aporte de sedimentos em rios e córregos (Elosegi et al., 2019). A cobertura vegetal promove proteção ao solo evitando o desgaste direto pela ação das chuvas, aumentam a capacidade de infiltração e melhoram a estrutura física dos solos (Casermeiro et al., 2014). A retirada da cobertura vegetal, por meio de atividades antrópicas como urbanização, agricultura e construção de estradas e hidroelétricas promove compactação e selamento dos solos, diminuição da infiltração, aumento das taxas escoamento superficial, erosão, transporte de sedimentos e assoreamento de rios e córregos (Lake et al., 2007).

Neste contexto, o nosso trabalho teve como principal objetivo avaliar os impactos no equilíbrio hídrico e de sedimentos do córrego Pedra Branca, cuja região de nascente foi utilizada como área de empréstimo de solo para a construção do reservatório de Emborcação (Catalão, GO). Nós avaliamos (1) se os processos erosivos promovidos pela retirada da cobertura vegetal e do solo na área de empréstimo alteraram o fluxo e os sedimentos do córrego Pedra Branca; (2) se as variações no equilíbrio dinâmico do córrego impactado, especialmente na estação chuvosa, originam alterações em sua geomorfologia e (3) se ocorreram alterações na composição física e química dos sedimentos do córrego Pedra Branca. Para avaliar os efeitos da área de empréstimo no córrego Pedra Branca, realizamos amostras de velocidade do fluxo e coleta de solo e sedimentos tanto do córrego Pedra Branca como do córrego Olhos D'água. Este último fica fora da área de empréstimo e foi usado como ambiente fluvial de referência.

Caracterização geológica dos cursos d'água

No distrito de Pedra Branca, local onde estão situados os córregos Pedra Branca (Fig.1) e Olhos D'água (Fig.2), ocorre principalmente a formação geológica de Suíte Jurubatuba e depósitos aluvionares (Sieg, 2018). A Suíte Jurubatuba é composta por metagranitos e metatonalito paleoproterozóicos, com alto índice de deformação e foliação NW-SE. É encontrado

também biotita granito variando de branco a róseo, com presença recorrente de xenólitos de rochas máficas e metassedimentares (Fischel, 2001). Os depósitos aluvionares se associam à rede de drenagem que flui sobre o embasamento cristalino e as bacias sedimentares. Os depósitos aluvionares correspondem as acumulações de sedimentos de calha e de planície de inundação, compostos por areias finas a grossas, cascalhos, lentes de material silte argiloso e turfa (CPRM/SIC-SGM, 2008).



Figura 1: Imagens da cabeceira do córrego Pedra Branca em Catalão, GO, Brasil e do estado de assoreamento de alguns de seus trechos. Note a presença da mata ciliar ainda preservada.



Figura 2. Imagens de alguns dos trechos do córrego Olhos D'água em Catalão, GO, Brasil. Note a presença da mata ciliar ainda preservada e a ausência de assoreamento.

A área do PRAD (Programa de Restauração de Área Degradada) (a montante do córrego Pedra Branca) inclui áreas com solo exposto, com remanescentes de mata nativa (matas de galeria e cerradão) e vastas porções cobertas por gramíneas. O solo originalmente encontrado era um latossolo

vermelho distrófico, derivado de ortognaisses migmatíticos (CPRM, 2008). Atualmente o solo na área apresenta um horizonte Bw de textura argilosa e estrutura granular fraca a moderada, um horizonte A de coloração vermelha escura e espessura entre 10-20cm e superfícies onde aparece exposto o horizonte C, de textura arenosa e coloração esbranquiçada (Figueiredo, 2020). A região se encontra no bioma Cerrado, apresentando vegetação característica de transição entre o Cerrado e a Mata Atlântica (IBGE, 2014).

Ao longo do PRAD foram construídas estruturas para coleta e controle da drenagem pluvial (Fig. 3) que desagua grande parte do material drenado no córrego Pedra Branca. A cerca de 5 km do PRAD localiza-se o córrego Olhos d'água, o qual foi usado como córrego de referência, pois não sofreu influência direta dos impactos causados pela construção da UHE de Emborcação. O córrego Olhos D'água situa-se em uma matriz de mata nativa, com presença de mata ciliar e propriedade rurais no entorno. Ambos os córregos, Pedra Branca e Olhos D'água, são córregos de segunda ordem (Strahler, 1954), tributários da bacia do rio Paranaíba.



Figura 3: Imagens da cabeceira do córrego Pedra Branca em Catalão, GO, Brasil. Imagens das estruturas de drenagem de concreto instaladas na área do PRAD para controle da água pluvial. Profundidade 1,60m, larguras 1m e 1,50m no fundo e 2,50m de abertura.

Impactos gerados pelo uso do solo na área afetada

O córrego Pedra Branca e o córrego Olhos D'água apresentaram características geomorfológicas regionais similares. Suas altitudes variaram de 618 e 715 m.a.n.m. para o córrego Pedra Branca e 667 e 758 m.a.n.m. para o córrego de Olhos D'água. As declividades encontradas nos trechos

estudados foram bem próximas também, de 9,7% para o córrego Pedra Branca e de 9,1% para o córrego de Olhos D'água. As áreas das bacias dos córregos são de 454,04 m² e 334,12 m² para o córrego Pedra Branca e para o córrego Olhos D'água, respectivamente.

Apesar da similaridade regional e dos solos de suas margens, os dois córregos apresentaram diferenças no seu comportamento hidrológico, nos padrões fluviais e nos parâmetros físicos e químicos de seus sedimentos (Tab.1). A vazão líquida foi similar em ambos os cór-

Tabela 1: Média e desvio padrão dos parâmetros físicos e químicos do sedimento do córrego Olhos D'água e do córrego Pedra Branca em Catalão, GO, Brasil. Legenda: Al³⁺=Alumínio trocável, Ca²⁺=íons de cálcio, H+Al=acidez potencial, K=Potássio, Mg²⁺=Íons de magnésio, MO=Matéria orgânica, P=Fósforo e SB=Soma de bases trocáveis.

Parâmetros	Córrego Olhos D'água	Córrego Pedra Branca
Al ³⁺ (cmol _c /dm ³)	0,02 ±0,06	0,02 ±0,06
Ca ²⁺ (cmol _c /dm ³)	0,80 ±0,24	1,46 ±0,55
H+Al (cmol _c /dm ³)	0,98 ±0,44	1,27 ±0,59
K (mg/dm ³)	13,56 ±6,31	44,33 ±9,32
Mg ²⁺ (cmol _c /dm ³)	0,26 ±0,07	0,60 ±0,24
P (mg/dm ³)	5,63 ±1,18	0,90 ±0,51
MO (dag/Kg)	0,50 ±0,88	0,74 ±0,42
SB (cmol _c /dm ³)	1,09 ±0,32	2,17 ±0,80
Tamanho médio da partícula do sedimento (mm)	1,41 ±0,08	0,56 ±0,06
Tamanho médio da partícula do solo (mm)	0,70 ±0,16	0,48 ±0,2
Fluxo (m ³ /s)	0,0088 ±0,009	0,0089 ±0,008

regos, com variações típicas dos períodos sazonais de seca e chuva. Tanto o córrego Pedra Branca como o Olhos D'água apresentam pouca profundidade de seus leitos (20cm e 15cm respectivamente). Porém, os perfis das seções transversais mostram respostas diferentes às mudanças sazonais (Fig.4). O córrego Pedra Branca, que se encontra

na área de empréstimo, apresenta a formação de grandes bancos de sedimentos ao longo do trecho estudado, que se tornam mais evidentes durante a estação chuvosa (Fig.5). Com relação ao sedimento dos leitos dos córregos, no córrego Pedra Branca predominam as areias finas a médias, enquanto no córrego Olhos D'água são encontrados sedimentos mais grossos (areias grossas e grânulos). Além disso, a granulometria dos sedimentos dos leitos difere dos solos de suas respectivas margens (Fig. 6).

As características geomorfológicas similares dos dois córregos analisados (geologia, altimetria, pluviosidade, área das sub-bacias) fazem com que haja um comportamento semelhante da vazão líquida durante as estações. A grande diferença entre os dois córregos está no uso e ocupação de suas sub-bacias. Apesar de apresentarem matas ciliares estreitas e ambos estarem

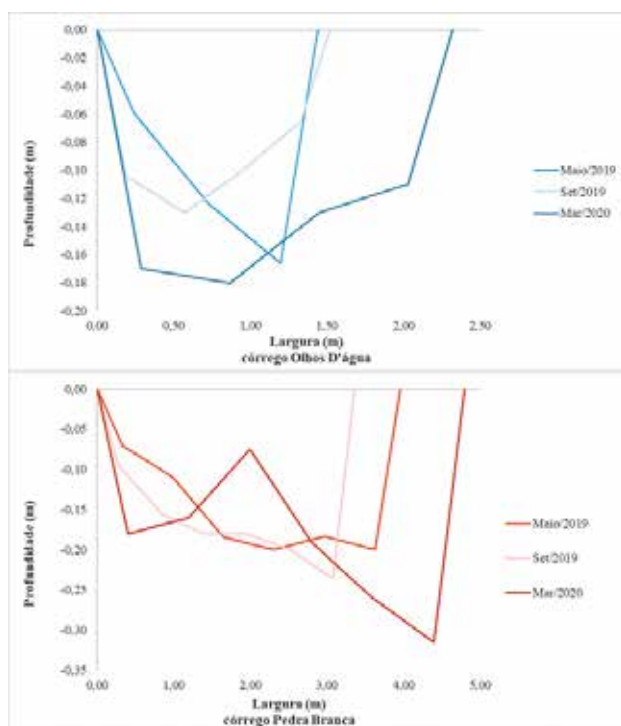


Figura 4: Perfis das seções transversais mais a jusante do córrego Olhos D'água e do córrego Pedra Branca em Catalão, GO, Brasil. Os perfis correspondem ao início da estação seca (maio/2019), fim da estação seca (setembro/2019) e fim da estação chuvosa subsequente (março/2020).



Figura 5: Imagens da cabeceira do córrego Pedra Branca em Catalão, GO, Brasil e do estado de assoreamento de alguns de seus trechos. Notar a presença da mata ciliar ainda preservada.

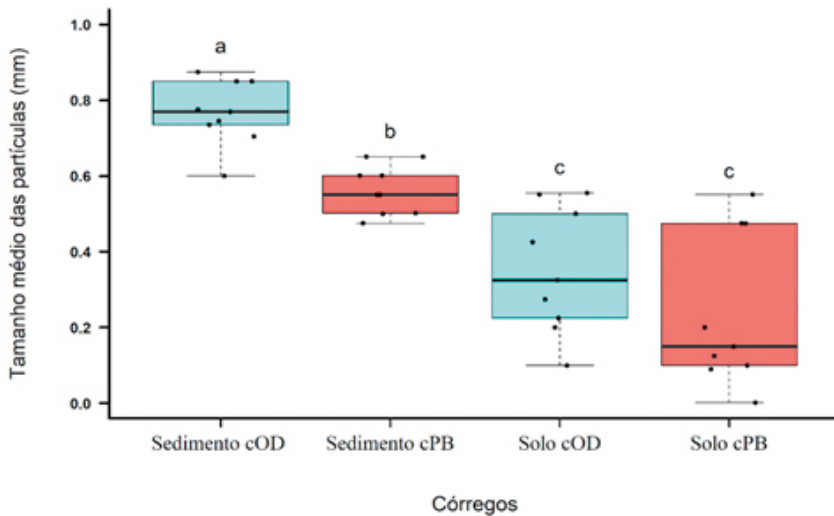


Figura 6: Gráficos do tipo box-plot com os dados de granulometria do sedimento e solo das margens do córrego Olhos D'água (cOD) e do córrego Pedra Branca (cPB) em Catalão, GO, Brasil

inseridos em uma região agropastoril, o córrego Pedra Branca tem a maior parte de sua cabeceira ocupada pela área de empréstimo do reservatório de Emborcação. Esta área encontra-se desmatada e com solo exposto (predominantemente o horizonte C). Como consequência, a compactação do

solo da área é bem mais elevada do que as áreas de mata nativa adjacentes, privilegiando o escoamento superficial em detrimento da infiltração. Com o aumento do escoamento superficial, aumenta o aporte de sedimentos lixiviados e transportados através das redes de drenagem da área de empréstimo para dentro do córrego Pedra Branca. Como consequência o leito do córrego se encontra assoreado e com grande homogeneidade de substrato.

Sugestões de manejo

O presente estudo mostrou que áreas de empréstimo degradadas podem ter grande influência no desequilíbrio hidrológico e sedimentar de cursos d'água sob sua influência. A supressão da vegetação aliada à retirada das camadas superficiais do solo modificou o ciclo hídrico, reduzindo a recarga de aquíferos e ampliando o escoamento superficial. Esse aumento do fluxo laminar intensificou os processos erosivos. Fluxos canalizados levaram sedimentos para o córrego Pedra Branca, alterando seu equilíbrio dinâmico metaestável e promovendo seu assoreamento, com a formação de barras no interior do canal, cujas características físicas e químicas refletem àquelas da área degradada para a construção da barragem.

Para mitigação do cenário encontrado no córrego Pedra Branca seria de extrema urgência a recuperação da cobertura vegetal da área de empréstimo à sua cabeceira. Com a reestruturação da cobertura vegetal e decorrente reestruturação do solo, diminuiriam os processos erosivos e o aporte de sedimentos para o leito do córrego. Essa medida também favoreceria uma maior taxa de infiltração e recarga de aquífero, que auxiliaria na produção de água para o córrego Pedra Branca, principalmente, durante a estação seca do ano. Outra importante ação a curto prazo seria a instalação de coletores de sedimentos nas redes de drenagem assim como a sua manutenção. Grande parte das águas das chuvas são despejadas no leito do córrego Pedra Branca, assim como todo o sedimento transportado por elas. Seria necessário que essas estruturas aprisionassem parte dos sedimentos transportados por elas a fim de que não acumulassem no leito do córrego.

Outra medida a curto prazo seria investir no processo de retirada de parte do material encalhado no leito do córrego Pedra Branca, contribuindo para o aumento do escoamento superficial do córrego, com redução do processo de assoreamento. Adicionalmente, a implantação de substratos artificiais ao longo de trechos dos rios para aumentar a heterogeneidade

de fundo e recuperar os habitats aquáticos perdidos pelo assoreamento seria importante para a restauração da biodiversidade fluvial. O aumento da heterogeneidade está associado ao aumento de populações de grupos-chaves na cadeia alimentar, o que favorece a reestruturação das interações ecológicas no córrego.

Referências Bibliográficas

- Casermeiro, MA, Molina, JA, De la Cruz Caravaca, MT. 2004. Influence of scrubs on runoff and sediment loss in soils of Mediterranean climate. *Catena*, 57, 91-107.
- Christofolletti, A. 1981. *Geomorfologia Fluvial*. São Paulo: Edgar Blucher Ltda, 313p.
- CPRM. 2008. Mapa geodiversidade GO. Escala: 1:1000000. Disponível em: <http://geosgb.cprm.gov.br/geosgb/downloads.html>. Acessado em: 09/08/2020.
- CPRM/SIC-SGM. 2008. Geologia do Estado de Goiás e do Distrito Federal. Texto explicativo do mapa geológico. Escala 1:500.000. Goiânia. 143p.
- Elosegi, A, Sabater, S. 2013. Effects of hydromorphological impacts on river ecosystem functioning: A review and suggestions for assessing ecological impacts. *Hydrobiologia*, 712, 129-143.
- Elosegi, A, Feld, CK, Mutz, M, von Schiller, D. 2019. Multiple Stressors and Hydromorphological Degradation. *Multiple Stressors in River Ecosystems*, 65-79.
- Figueiredo, YA. 2020. Recuperação de áreas degradadas no entorno da UHE-Emborcação: técnicas tradicionais versus Restauração ecológica. Dissertação - Departamento de Geologia da Escola de Minas. Universidade Federal de Ouro Preto, MG. 180p.
- Fischel, DP, Pimentel, MM, Fuck, RA, Armstrong, R. 2001. U-Pb SHRIMP and SmNd geochronology of the Silvânia Volcanics and Jurubatuba Granite: juvenile Paleoproterozoic crust in the basement of the Neoproterozoic Brasília Belt, Goiás, central Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 73(3), 445- 460.
- Haidvogel, G, 2018. Historic milestones of human river uses and ecological impacts. In *Riverine Ecosystem Management* Springer, Cham. pp. 19-39.
- Hauer, C, Leitner, P, Unfer, G, Pulg, U, Habersack, H, Graf, W. 2018. The role of sediment and sediment dynamics in the aquatic environment. In: Schmutz, S, Sendzimir, J (eds.) *Riverine Ecosystem Management*, Springer. pp. 151-169.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2014. Área de Cerrado e Transições. https://files.cercomp.ufg.br/weby/up/160/o/mapa-cerrado-areas_cerr_trans.jpg. Acessado em 08/08/2020.
- Lake, PS, Bond, N, Reich, P. 2007. Linking ecological theory with stream restoration.

- Freshwater Biology, 52, 597-615.
- Leitão, RP, Zuanon, J, Villéger, S, Williams SE, Baraloto C, Fortunel C, Mendonça FP, Mouillot, D. 2016. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. *Proceedings of the Royal Society B*, 283, 1:9.
- SIEG. 2018. Sistema Estadual de Geoinformação. Disponível em: <http://www.sieg.go.gov.br>. Acesso em: 13 nov. 2018.
- Strahler, AN. 1954. Quantitative geomorphology of erosional landscapes. In CR 19th International Geological Congress, Algiers, 341-354.

PARTE 3

FAUNA E FLORA DA ÁREA AFETADA PARA CONSTRUÇÃO DA USINA HIDRELÉTRICA DE EMBORCAÇÃO



Foto: Thaise de O. Bahia

Capítulo 6

Avaliação florística do Plano de Recuperação de Áreas Degradadas da área de empréstimo para construção da Usina hidrelétrica Emborcação, Catalão, Goiás

*Julia Marques Nascimento¹, Bárbara Rúbia da Silveira¹,
Thaise de Oliveira Bahia¹, Alessandra R. Kozovits²,
Maria Cristina T. Braga Messias^{2,*}*

1Programa de Pós-graduação em Ecologia de Biomas Tropicais,
Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG.

2 Departamento de Biodiversidade, Evolução e Meio Ambiente,
Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG.

*cristina@ufop.edu.br

Histórico e contexto fitogeográfico

A área de empréstimo da Usina Hidrelétrica de Emborcação (UHE-Emborcação), objeto do Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD), insere-se em região ecótono entre os domínios do Cerrado e Mata Atlântica, ambos considerados *hotspots* de biodiversidade (Myers et al., 2000). O Cerrado apresenta diferentes fitofisionomias agrupadas em campos, savanas e florestas (Ribeiro & Walter, 2008, Fernandes et al., 2016), cuja flora apresenta características moldadas principalmente pela sazonalidade climática e características do solo. A vegetação do Cerrado é como uma floresta invertida, onde cerca de 75% da biomassa está abaixo do solo, o que atribui resiliência e aptidão para a rebrota em eventos naturais como o fogo (Coutinho, 1990). Esta característica também confere ampla capacidade de estocar carbono, comparável à de ecossistemas florestais (Haridasan, 1994, Reatto et al., 2008). A flora do cerrado apresenta alta diversidade e endemismo de espécies. Apesar disso, o cerrado está restrito a cerca de 40% da sua área original que, somando-se à degradação de seus remanescentes, resulta em sérias ameaças à biodiversidade e ao desempenho de importantes serviços ecológicos (Ribeiro & Walter, 2008).

A Mata Atlântica, por sua vez, que originalmente cobria uma área superior a 1,3 milhões de km² ao longo da costa brasileira e estendendo-se até o interior do país com fitofisionomias estacionais decíduais, semidecíduais e campos de altitude, encontra-se reduzida a aproximadamente 7%

da sua área original. Ainda assim, é um dos biomas mais ricos do planeta (Carlucci et al., 2021). Ao longo de toda sua extensão, a Mata Atlântica apresenta uma variedade de formações, englobando um diversificado conjunto de ecossistemas florestais com estrutura e composição florística distintas, em função das características edafoclimáticas da vasta região onde ocorrem (Oliveira-Filho et al., 2005).

A matriz do entorno da área de empréstimo apresenta, como remanescentes de vegetação nativa, pequenos fragmentos florestais, caracterizados como florestas estacionais semidecíduais e manchas de cerrado típico. Há ainda áreas agrícolas, principalmente com culturas de soja, milho e forrageiras. O empréstimo de solo para construção da Hidrelétrica de Emborcação provocou a total remoção da vegetação e das camadas superficiais do solo. Assim sendo, foi executado o Plano de Recuperação da Área Degradada (PRAD) em 2003, objetivando principalmente restabelecer a vegetação da área e conter o assoreamento dos recursos hídricos locais. O PRAD envolveu o plantio de um mix de sementes de leguminosas e gramíneas, além do plantio de 33.000 mudas de espécies arbóreas ao longo de seus 220 ha. Anteriormente ao plantio, o solo foi manejado com subsolagem, aração, gradagem, calagem e adubação objetivando a adequação do mesmo para o estabelecimento das espécies introduzidas (PACUERA, 2014).

Neste capítulo, avaliamos o estado da arte da vegetação da área impactada após 17 anos de execução do PRAD. Para esse fim, estudos florísticos e fitossociológicos foram conduzidos ao longo da área do PRAD, utilizando o método das parcelas (Felfili et al., 2011). Amostramos 28 parcelas de 100m², alocadas sistematicamente ao longo de quatro transecções. Identificamos as espécies lenhosas ocorrentes e seus respectivos parâmetros fitossociológicos (densidade, frequência, cobertura e valor de importância), tanto no estrato superior, com indivíduos adultos (> 1m de altura), como do estrato de regenerantes (< 1m). Analisamos também os grupos funcionais das espécies lenhosas ocorrentes com relação às estratégias de dispersão (anemocórica, autocórica, zoocórica) e categorias sucessionais (pioneira, secundária inicial, climática).

Apresentamos também neste capítulo resultados de novas propostas de restauração, utilizando técnicas de nucleação que poderiam aumentar a efetividade da restauração da área impactada. As técnicas avaliadas foram a transposição de solo superficial (*topsoil*) oriundo dos fragmentos florestais

do entorno, assim como a utilização de poleiros artificiais e de galharias. Testamos o efeito dessas técnicas em promover a regeneração natural, elevando a riqueza de espécies, abundância de indivíduos e de grupos funcionais.

A flora da área do PRAD após 18 anos

Observamos baixa diversidade de espécies, assim como baixa densidade de indivíduos lenhosos (350 ind/ha) na área do PRAD. A baixa densidade de indivíduos arbóreos foi também confirmada por meio de imagens obtidas com veículo aéreo não tripulado (Figueiredo, 2021). Foram inventariados 98 indivíduos lenhosos, pertencentes a 13 espécies, reunidas em sete famílias (Tabela 1). A família com maior riqueza de espécies foi Fabaceae (Leguminosas), com sete espécies. A maioria das espécies dessa família possui a habilidade de realizar simbiose com bactérias de solo do gênero *Rhizobium*, que fixam nitrogênio, um importante nutriente das plantas, garantindo vantagem adaptativa aos solos distróficos frente a outras espécies.

As espécies lenhosas com maior valor de importância na área foram o jacarandá-do-cerrado (*Machaerium opacum*), seguida pela lobeira (*Solanum lycocarpum*), barbatimão (*Stryphnodendron adstringens*) e angico (*Anadenanthera colubrina* (Figura 1). Todas estas espécies são pioneiras, heliófitas e típicas dos Cerrados, ou seja, já adaptadas às condições de solo pobre e clima sazonal. *Machaerium opacum* é a espécie lenhosa mais relevante dentre os indivíduos adultos, tanto pela elevada frequência, como pela densidade e dominância (Tabela 1). Esta espécie também apresenta significativa capacidade de regeneração natural (Figura 1-F). O barbatimão, o angico e a lobeira também apresentam significativa regeneração na área do PRAD.

Apesar disso, a área apresenta ainda grande proporção de solos expostos, sem vegetação e elevada invasão biológica do capim andropogon (*Andropogon gayanus*), gramínea exótica de origem africana utilizada no mix de sementes do PRAD e que recobre grandes extensões da área (Figura 2).

Dentre os grupos funcionais, predominam as espécies pioneiras, adaptadas à alta exposição solar, e as zoocóricas, ou seja, cujos diásporos são dispersos por animais (Tabela 1). A predominância da síndrome de dispersão zoocórica demonstra a importância dos animais como agentes dispersores de sementes para o processo de regeneração natural na região. O predomínio das espécies pioneiras, por sua vez, é característico dos es-

Tabela 1

Espécie	Família			Comunidade				Regenerantes				Adultos						
	SD	CS	ES	NI	FR%	DR%	DoR%	VI	NI	FR%	DR%	DoR%	VI	NI	FR%	DR%	DoR%	VI
<i>Machaerium opacum</i> Vogel		P	I,S	28	28,95	28,57	41,54	33,02	15	21,88	23,44	11,99	19,10	13	43,8	38,2	74,3	52,1
<i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil.		P	I,S	16	21,05	16,33	6,60	14,66	13	21,88	20,31	27,25	23,15	3	12,5	8,82	0,46	7,26
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville		P	I,S	11	7,89	11,22	20,01	13,04	6	9,38	9,38	4,68	7,81	5	6,25	14,7	16,6	12,5
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan		P	I,S	23	7,89	23,47	4,18	11,85	16	9,38	25,00	9,55	14,64	7	12,5	20,6	0,21	11,1
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd. <i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F.Macbr.		P	I,S	5	7,89	5,10	6,74	6,58	4	9,38	6,25	34,36	16,66	1	6,25	2,94	0,38	3,19
<i>Tapirina guianensis</i> Aubl. <i>Curatella americana</i> L. <i>Pelogyne confertiflora</i> (Mart.) ex Hayne Benth.		C	S	2	2,63	2,04	12,28	5,65	-	-	-	-	-	2	6,25	5,88	7,29	6,47
<i>Brosimum goudichaudii</i> Trécul <i>Rudgea viburnoides</i> (Cham.) Benth.		P	I	4	7,89	4,08	1,69	4,55	4	9,38	6,25	6,31	7,31	-	-	-	-	-
<i>Byrsominia crassifolia</i> (L.) Kunth		P	I	3	2,63	3,06	4,98	3,56	1	3,13	1,56	2,46	2,38	2	6,25	5,88	0,75	4,29
<i>Tachigali vulgaris</i> L. G.Silva & H.C.Lima		P	I	1	2,63	1,02	0,15	1,27	1	3,13	1,56	0,05	1,58	-	-	-	-	-
		P	S	1	2,63	1,02	0,13	1,26	1	3,13	1,56	0,04	1,58	-	-	-	-	-
		P	S	1	2,63	1,02	0,00	1,22	-	-	-	-	-	1	6,25	2,94	0,00	3,06

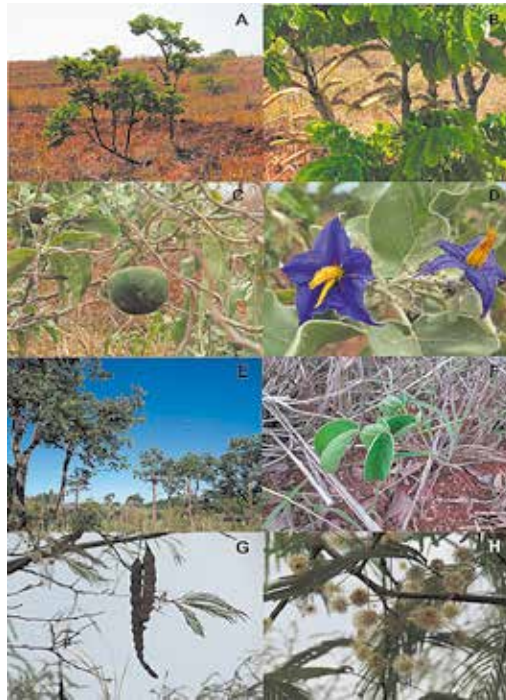


Figura 1. Espécies lenhosas dominantes na área do PRAD. A,B. Barbatimão (*Stryphnodendron adstringens*), C,D. Lobeira (*Solanum lycocarpum*), E,F. Jacarandá-do-cerrado (*Machaerium opacum*), indivíduo adulto e plântula (regenerante), respectivamente e G,H. Angico (*Anadenanthera colubrina*).



Figura 2. Área de empréstimo de solo para a construção da UHE Emborcação, evidenciando alta proporção de solos expostos e de invasão do capim andropogon (*Andropogon gayanus*). Ao fundo um fragmento de floresta semidecidual original.

tágios iniciais de sucessão. Embora seja esperada a substituição gradual das espécies pioneiras pelas secundárias e climácicas ao longo da sucessão,

esse processo pode demandar longo período. Estima-se que esses estágios em florestas tropicais podem levar entre 100 e 300 anos (WWF 2017). Observando o estágio inicial de sucessão e as espécies típicas de cerrado que se estabeleceram na área, não há indícios, até o momento, de que a sucessão avance para uma fitofisionomia similar àquela do fragmento de floresta estacional semidecidual original.

Esperava-se que os fragmentos florestais próximos à área de empréstimo fossem provedores de diásporos dispersos tanto por animais como por agentes físicos, como o vento (Lombardi & Motta Junior, 1992). No entanto, este fator não condicionou maior regeneração natural de indivíduos das espécies florestais. Provavelmente porque esses diásporos não encontraram condições ambientais para germinação e estabelecimento. Observamos que a maior parte dos indivíduos estabelecidos na área são típicos dos cerrados, cujas espécies mostram-se mais adaptadas ao caráter heliófito e aos solos distróficos. Assim, os fragmentos de cerrado do entorno demonstram maior influência na composição florística da área do PRAD do que os fragmentos florestais. As características texturais do solo, temperatura e exposição solar da área impactada, limitam o recrutamento de espécies arbóreas presentes nos fragmentos florestais e favoreceram o recrutamento de espécies típicas de formações mais abertas (Geldenhuys, 1997), típicas do cerrado. Até mesmo as espécies florestais como o ingá (*Inga laurina*), introduzidas na implementação do PRAD pelo plantio de mudas, não apresentam regeneração natural, encontram-se em baixa densidade e exibem limitações no crescimento e desenvolvimento, provavelmente devido ao atrofiamento das raízes (Figura 3).



Figura 3. *Inga laurina*, 17 anos após o plantio de mudas, exibindo restrição no crescimento e desenvolvimento da parte aérea e de raízes, na área do PRAD em Catalão, GO.

O solo é um potente filtro ambiental que controla o estabelecimento da vegetação e, por conseguinte, os serviços ecológicos prestados. Quando intensamente impactado, como ocorre em áreas doadoras de solos superficiais, o solo pode tornar-se o principal limitante da restauração ecológica (Haridasan, 2000). O solo altamente compactado da área do PRAD dificulta o desenvolvimento do sistema radicular das plantas. Além disso, as eventuais sementes dispersas que ali chegam, podem nem mesmo germinar devido aos eventos naturais como vento ou escoamento da água de superfície não drenada que levam as sementes para fora da área. Desta forma, o processo de regeneração natural fica comprometido e intervenções tornam-se necessárias para o restabelecimento da vegetação, visando a retomada dos serviços ecológicos e equilíbrio ambiental local.

As técnicas de restauração ecológica avaliadas

A baixa sobrevivência (cerca de 10%) das espécies plantadas na área (Figueiredo, 2021), assim como a insuficiente regeneração natural observadas, indicam a pouca eficácia do PRAD após os quase 20 anos de sua implantação. Sendo assim, testamos técnicas de restauração ecológica no intuito de propiciar alternativas para o restabelecimento dos atributos estruturais e funcionais do ecossistema. Para esse fim, avaliamos se os núcleos criados pela transposição de *topsoil*, pela instalação de galharias e de poleiros artificiais seriam capazes de favorecer ou acelerar a regeneração natural, direcionando sua sucessão para o retorno dos processos ecológicos, com o propósito de se alcançar a sustentabilidade do sistema ao longo do tempo. Atualmente, as técnicas de restauração ecológica priorizam esses objetivos, ao invés de tentar restaurar a flora original da área degradada. Mesmo que o restabelecimento da biodiversidade e da flora nativa sejam importantes, não mais se busca recompor o ecossistema original copiando as comunidades originalmente encontradas ou os ecossistemas de referência. Entretanto, busca-se a remoção ou minimização dos fatores impactantes, garantindo resiliência e autossustentabilidade ao ecossistema restaurado para que possa desempenhar os processos e serviços ecológicos esperados (WWF, 2017).

Dentre as técnicas de restauração ecológica testadas, a transposição de solo superficial (*topsoil*) mostrou-se evidentemente mais eficiente que a utilização de galharia e poleiros artificiais. A utilização de galharia e poleiros artificiais não resultou em regeneração significativa de novos indiví-

duos. Assim, vamos apresentar aqui somente os resultados obtidos com a técnica de transposição de *topsoil*.

A transposição de solo superficial (topsoil)

Para avaliar a técnica de transposição de *topsoil*, estabelecemos 36 parcelas de 1m² em três regiões na área do PRAD. Dessas, 12 parcelas receberam capina mecânica e posterior adição de *topsoil*, 12 apenas capina e 12 permaneceram sem qualquer intervenção (controle). O capim-andropogon (*Andropogon gayanus* Kunth), gramínea exótica utilizada na revegetação da área de estudo durante a execução do PRAD, revelou-se com alto caráter invasor, dificultando a regeneração natural. Por esse motivo procedeu-se a capina manual nos núcleos instalados, para verificar o efeito competitivo das mesmas no processo de sucessão natural. O solo superficial utilizado na implementação da técnica foi retirado de fragmentos florestais do entorno, também em 36 parcelas de 1m². Para evitar gerar novos impactos com a retirada de solo superficial nas áreas doadoras, retiramos apenas cerca de 10 cm da camada superior do solo de cada parcela, que foram espacialmente distribuídas ao longo dos remanescentes florestais. Ainda, visando reduzir a quantidade de *topsoil* necessária para transposição, utilizamos também solo comercial obtido em obras de terraplenagem de áreas com latossolos. Assim, depositamos sobre as parcelas experimentais primeiramente 10 cm do solo comercial e posteriormente uma camada de igual espessura do *topsoil* (Figura 4).



Figura 4. Área experimental onde houve a implementação da técnica de transposição de *topsoil* na área do PRAD, Catalão, GO.

Nessas parcelas, observamos ao longo de dois anos todos os regenerantes, computando-se as espécies ocorrentes, estimando-se a riqueza de espécies e abundância de indivíduos e de grupos funcionais. Para estimar o impacto da retirada do *topsoil* nos remanescentes florestais e verificar como essas áreas regeneram ao longo do tempo, realizamos nas 36 parcelas de 1m² (Figura 5) as mesmas avaliações efetuadas nos núcleos criados na área do PRAD. Para fins comparativos, avaliamos o mesmo número de parcelas nos remanescentes florestais que não sofreram intervenções.



Figura 5. Parcelas A. doadoras de *topsoil* e B. controle (sem intervenção) estabelecidas para avaliar a regeneração natural em remanescentes florestais no entorno da área do PRAD, Catalão, GO.

A transposição de solo mostrou-se uma técnica eficiente para restabelecer a regeneração natural nos estágios iniciais da sucessão. Tanto a riqueza de espécies, quanto a abundância de regenerantes e os índices de diversidade estimados foram maiores nas parcelas recebedoras de *topsoil* (Tabela 2). A capina nas parcelas aumentou significativamente a riqueza de espécies e a abundância de indivíduos em comparação com as parcelas controle. Esses resultados reforçam as observações feitas por outros autores de que espécies invasoras necessitam ser manejadas para garantir o processo de regeneração natural (Pilon et al., 2018).

A família das leguminosas (Fabaceae) apresentou a maior diversidade de espécies e abundância de indivíduos nos núcleos implantados com *topsoil* (Tabela 3). Ao final de um ano observou-se que muitos regenerantes dessa família frutificaram nas parcelas experimentais e contribuíram para a sucessão com um novo ciclo de regenerantes. As famílias Malvaceae e Asteraceae também apresentam considerável riqueza e abundância de espécies. As espécies *Stylosanthes viscosa*, *Mi-*

mosa pudica, *Gaya domingensis* e *Sida rhombifolia* perfizeram, juntas, mais da metade do valor de importância das espécies estabelecidas. Todas elas sobressaíram tanto pela cobertura (dominância) quanto pela frequência de ocorrência (Tabela 4).

Tabela 2: Abundância, Riqueza, Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e Equabilidade de Pielou (J') dos regenerantes nos tratamentos de uma área degradada por empréstimo de solo. Tratamentos: transposição de topsoil (TS), capina (CA) e controle (CO).

Tratamento	Abundância	Riqueza	H'	J'
TS	2139	107	2,70	0,58
CA	104	14	1,56	0,59
CO	47	5	0,85	0,53

Grande parte das espécies inventariadas é de ampla distribuição em formações savânicas do domínio do Cerrado, tendo sido observadas nas proximidades da área de estudo, como *S. viscosa* (Costa et al., 2015) e *M. serrulata* (Flora do Brasil, 2020). Em sua maioria são plantas anuais, de porte herbáceo a subarbustivo (terófitas), cujos propágulos provavelmente são oriundos da chuva de sementes do entorno (Tabela 1). O aumento da fertilidade (além da melhoria de condições físicas, químicas e biológicas do solo) condicionado pela transposição de solo, favoreceu o estabelecimento dessas espécies, que demandam aporte maior de nutrientes durante o curto ciclo de vida.

Essas espécies normalmente completam o ciclo reprodutivo (floração e frutificação) dentro de um ano após estabelecidas, propagam-se por sementes e usualmente são heliófitas. Frequentemente, elas são atrativas para a fauna do entorno, especialmente dos polinizadores e frugívoros. Além disso, por propiciar sombra e cobertura, favorecem o estabelecimento de espécies da flora do entorno (Bechara et al., 2007). Alguns estudos têm se referido a importância dessas espécies no início da sucessão ecológica de áreas campestres no domínio dos Cerrados (Neri et al., 2011, Onésimo et al., 2021). As terófitas atuam como pioneiras, facilitando a colonização de outras espécies nos núcleos criados pela transposição de *topsoil*, desde que

haja diásporos advindos do banco de sementes do solo transposto ou da chuva de sementes da matriz do entorno (Onésimo et al., 2021).

Tabela 3: Lista de espécies inventariadas em parcelas instaladas em uma área degradada pelo empréstimo de solo, com as respectivas formas de vida (FV) e valor de importância (VI) um ano após os tratamentos: transposição de topsoil (TS), Capina (CA), Controle (CO). Sendo: Fan=Fanerófito, Cam=caméfito, Hem=Hemicriptófito, Ter=terófito.

Família	Espécie	VI (%)			
		FV	TS	CA	CO
Apocynaceae	Não identificada	Ter	0	0	0
Asteraceae	<i>Acanthospermum australe</i> (Loefl.) Kuntze	Ter	3,59	0	0
Dilleniaceae	<i>Curatella americana</i> L.	Fan	0,24	0	0
Euphorbiaceae	Não identificada	-	0,21	0	0
	<i>Microstachys serrulata</i> (Mart. & Zucc.) Müll.Arg.	Fan	2,49	34,44	0
Fabaceae	<i>Centrosema</i> sp.	Hem	0	0	0
	<i>Chamaecrista desvauxii</i> var. <i>latistipula</i> (Benth.) G.P.Lewis	Cam	0,30	0	0
	<i>Chamaecrista flexuosa</i> (L.) Greene	Fan	0,27	0	0
	<i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) Moench	Ter	0,54	0	0
	<i>Chamaecrista arrojoana</i> (Hams/rando)	Fan	2,23	0	0
	<i>Crotalaria juncea</i> L.	Ter	0,24	0	0
	<i>Crotalaria micans</i> L.	Ter	0,24	0	0
	<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth.	Cam	8,65	2,55	19,62
	<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Cam	0	0	0
	Não identificada	Ter	0,19	0	0
	Não identificada	Ter	0,40	0	0
	<i>Machaerium</i>	Fan	0,21	0	0
	<i>Mimosa debilis</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Cam	1,00	0	0
	<i>Mimosa pudica</i> L.	Fan	11,89	0	0
	<i>Mimosa</i>	-	0,54	0	0
	<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	Fan	0,27	0	0
	<i>Stylosanthes guianensis</i> (Aubl.) Sw.	Cam	0,24	0	0
	<i>Stylosanthes viscosa</i> (L.) Sw.	Cam	21,14	51,64	68,44
	<i>Tephrosia adunca</i> Benth	Cam	3,77	0	0
	<i>Zornia reticulata</i> Sm.	Ter	4,93	0	0

continua

continuação

Família	Espécie	VI (%)			
		FV	TS	CA	CO
Malpighiaceae	<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	Fan	0,65		11,94
	<i>Gaya domingensis</i> Urb.	Cam	10,05	0	0
Malvaceae	Não identificada	Cam	0,65	0	0
	Não identificada	Cam	0,24	0	0
	<i>Peltaea cf. obsita</i> (Mart. ex Colla) Krapov. & Cristóbal	Cam	1,29	0	0
	<i>Sida cerradoensis</i> Krapov	Ter	0	0	0
	<i>Sida cordifolia</i> L.	Ter	0,21	0	0
	<i>Sida rhombifolia</i> L.	Cam	9,26	2,55	0
	<i>Walteria indica</i> L.	Ter	5,31	0	0
Ochnaceae	Não identificada	Ter	0	0	0
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus orbiculatus</i> Rich	Cam	1,51	0	0
Polygalaceae	<i>Asemeia violacea</i> (Aubl.) J.F.B.Pastore & J.R.Abbott	Ter	0	2,55	0
	<i>Polygala longicaulis</i> Kunth	Cam	0,21	0	0
Rubiaceae	<i>Borreria</i> sp.	Ter	0,24	0	0
	<i>Richardia scabra</i> L.	Ter	0	0	0
	Não identificada	Ter	0,42	0	0
	Não identificada	Ter	0,21	0	0
Sapindaceae	<i>Serjania marginata</i> Casar	Ter	0,97	0	0
Solanaceae	<i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil.	Fan	0,89	3,72	0

A transposição de *topsoil* aumentou em pelo menos 10 vezes a riqueza e 20 vezes a abundância de regenerantes quando comparada aos tratamentos controle. Como observado em outros estudos, a adição de *topsoil* em área degradada mostra-se uma técnica de restauração eficaz, pois favorece o recrutamento e o estabelecimento de espécies nativas e promove rápida cobertura do solo (Amaral et al., 2017, Zhang et al., 2001). A transposição de *topsoil* melhora as condições físicas, químicas e biológicas do solo, incrementando sua fertilidade e teor de matéria orgânica, favorecendo a microbiota do solo e provendo o banco de sementes. Sendo assim, possibilitam a germinação de sementes e o estabelecimento das plântulas oriundas do banco e da chuva de sementes, favorecendo o processo da regeneração natural e sucessão ecológica (Golos & Dixon, 2014, Amaral et al., 2017, Ferreira & Vieira, 2017). Devido a este fato, essa técnica tem sido reco-

mentada para áreas degradadas que perderam as camadas superficiais do solo (Machado et al., 2013, Onésimo et al., 2021). Como o *topsoil* utilizado no presente estudo foi retirado dos fragmentos de formações florestais do entorno, provavelmente deve conter um banco de sementes de espécies de estágios sucessionais mais tardios. Por essa razão, o banco de sementes não contribuiu para o recrutamento inicial nas parcelas experimentais instaladas na área degradada.

Tabela 4: Parâmetros fitossociológicos das espécies com maior valor de importância ($\Sigma VI > 50\%$) estabelecidas após um ano nos núcleos com deposição de *topsoil*. FA = Frequência absoluta; FR = Frequência relativa; DoA = dominância absoluta; DoR = Dominância Relativa; VI = Índice de valor de importância.

Espécies	FA	FR	DoA	DoR	VI
	%	%	%	%	%
<i>Stylosanthes viscosa</i> (L.) Sw.	97,22	12,11	12,86	30,16	21,14
<i>Mimosa pudica</i> L.	36,11	4,50	8,22	19,29	11,89
<i>Gaya domingensis</i> Urb.	72,22	9,00	4,73	11,10	10,05
<i>Sida rhombifolia</i> L.	80,56	10,03	3,62	8,48	9,26

Diversas espécies do gênero *Mimosa*, que apresentaram alto valor de importância, são indicadas para a recuperação de áreas degradadas e para o controle de erosão (Pereira, 2008). *S. viscosa*, que apresentou o maior valor de importância, tanto pela alta frequência, como pela dominância, é indicada em projetos de restauração devido ao seu potencial em favorecer a sucessão em áreas degradadas, propiciando rápida cobertura do solo. Além disso, semelhantemente a outras espécies de leguminosas, elas também são capazes de fixar nitrogênio pela associação com *Rhizobium* (Cordeiro, 2002, Neri et al., 2011), melhorando as características químicas do solo. *Crotalaria juncea*, além de outras espécies dessa família, também são descritas como ideais para a recuperação de áreas degradadas devido a características semelhantes às mencionadas para *Mimosa*. Essas espécies aumentam o potencial da restauração principalmente em áreas que perderam as camadas orgânicas de solo (Pereira, 2008).

Muito embora o Cerrado seja um domínio que engloba diferentes fitofisionomias, de forma geral, elas apresentam maior proporção de espécies lenhosas (fanerófitas e camefíticas) do que a observada nesse estudo (Batalha et al., 1997). Dessa forma, o monitoramento em longo prazo avaliando a sucessão nessas áreas, seria imprescindível para confirmar a eficácia dessa técnica de restauração ecológica.

Ao avaliar se os fragmentos florestais próximos de áreas degradadas poderiam ser utilizados como doadoras sustentáveis de *topsoil*, observamos que o efeito dos distúrbios provocados pelo manejo proposto não afetou a riqueza, a abundância e a composição florística dos regenerantes nas parcelas de onde o *topsoil* foi removido. Essas apresentaram, inclusive, maior abundância e diversidade de espécies de regenerantes que as do controle. Estes resultados evidenciam que a técnica empregada se mostra promissora, não provocando impactos significativos nos fragmentos florestais doadores, sugerindo a sustentabilidade do seu uso.

Sugestões de manejo e estudos futuros

A criação de núcleos com transposição de *topsoil* pode contribuir com a eficácia da restauração, com maiores chances de sucesso no incremento da riqueza e abundância das espécies na comunidade. A ocorrência de gramíneas exóticas é extremamente negativa para a sucessão. Essas espécies se reproduzem com facilidade, são altamente competidoras, agressivas, competem por nutrientes e luz, limitando o estabelecimento de espécies nativas. Intervenções futuras devem objetivar minimizar esse impacto, com o controle de espécies invasoras e promoção de melhorias do solo. Estudos futuros e monitoramento em longo prazo são necessários para garantir a avaliação da efetividade da restauração ecológica e orientar o manejo corretivo da área degradada pelo empréstimo de solo.

Referências bibliográficas

- Amaral, LA, Pereira, IM, Silva, MAP, Oliveira, MLR, Machado, ELM, Laia ML. 2017. Use of *topsoil* for restoration of a degraded pasture area. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 52, 11, 1080-1090.
- Batalha, MA, Aragaki, S, Mantovani, W. 1997. Florística do cerrado em Emas (Pirassungua, SP). *Boletim de Botânica*, 16, 49-64.

- Bechara, FA, et al. 2007. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas de nucleação de biodiversidade. *Revista Brasileira de Biociências* 5:9-11.
- Carlucci, MB, et al. 2021. The Southern Atlantic Forest: Use, degradation, and perspectives for conservation. In: Marques MCM, Grelle CEV (eds) *The Atlantic Forest*. Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_5.
- Costa, FV, et al. 2015. Floristic composition and wood community structure of two stricto sensu areas on North of Minas Gerais. *Cerne* 16(3): 267-281.
- Coutinho, LM. 1990. Fire in the Ecology of the Brazilian Cerrado. In: Goldammer JG (ed) *Fire in the Tropical Biota. Ecological Studies (Analysis and Synthesis)*, vol 84. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-75395-4_6.
- Felfili, JM, et al. 2011. *Fitossociologia no Brasil - vol. 1: Métodos e estudos de casos*. Editora UFV.
- Fernandes, GW, et al. 2016. *Cerrado: em busca de soluções sustentáveis*. Rio de Janeiro, Vertente Produções. 212p.
- Ferreira, MC, Vieira, DLM. 2017. Topsoil for restoration: Resprouting of root fragments and germination of pioneers trigger tropical dry forest regeneration. *Ecological Engineering* 103:1-12.
- Figueiredo, YA. 2021. *Reabilitação da Área de Empréstimo da UHE-Emborcação: técnicas tradicionais versus restauração ecológica*. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais. Universidade Federal de Ouro Preto. 203p.
- Flora do Brasil. 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>.
- Geldenhuys, CJ, 1997. Native forest regeneration in pine and eucalypt plantations in Northern Province, South Africa. *Forest Ecology and Management* 99:101-115.
- Golos, PJ, Dixon, KW. 2014. Waterproofing topsoil stockpiles minimizes viability decline in the soil seed bank in an arid environment. *Restoration Ecology* 22:495-501.
- Haridasan, M. 1994. Solos. In: Pinto, MN. (org.). *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*. Brasília, Editora UnB/SEMATEC.
- Haridasan, M. 2000. Nutrição mineral de plantas nativas do cerrado. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal* 12:54-64.
- Lombardi, JÁ, Motta-Junior, JC. 1992. Levantamento do subbosque de um reflorestamento monoespecífico de *Pinus elliottii* em relação as síndromes de dispersão. *Turrialba*, 42:438-442.
- Machado NAM, et al. 2013. Growing *Eremanthus erythropappus* in crushed laterite: A promising alternative to topsoil for bauxite- mine revegetation. *Journal of Environmental Management* 129:149-156.

- Myers, N, et al. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Neri, AV, et al. 2011. Espécies de Cerrado com potencial para a recuperação de áreas degradadas por mineração de ouro. *Revista Árvore*, 35:907-918.
- Onésimo, CMG, et al. 2021. Ecological succession in areas degraded by bauxite mining indicates successful use of topsoil. *Restoration Ecology* 29:e13303.
- Oliveira-Filho, A, et al. 2005. Análise florística do compartimento arbóreo de áreas de Floresta Atlântica *sensu lato* na região das Bacias do Leste (Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo e Rio de Janeiro). *Rodriguésia* 56:185-235
- Pacuera UHE-Emborcação .2014. Plano Ambiental de Conservação e Uso do Entorno do Reservatório Artificial (Pacuera) da UHE-Emborcação. Ingá Engenharia e Consultoria Ltda. & CEMIG. Relatório Técnico.
- Pereira, AR. 2008. Como selecionar plantas para áreas degradadas e controle de erosão, 2.ed..Belo Horizonte. Editora FAPI.
- Pilon, NAL, et al. 2018. Restoring Brazilian savanna ground layer vegetation by topsoil and hay transfer, *Restoration Ecology* 26:73-81.
- Reatto, A, et al. 2008. Solos do Bioma do Cerrado: aspectos pedológicos. In: Sano, SM, Almeida, SP. (eds) *Cerrado: ecologia e flora*. Embrapa Cerrados p.51-199.
- Ribeiro, JF, Walter, BMT. 2008. Fitofisionomias do Cerrado. In: Sano S, Almeida S, (eds.) *Cerrado: ambiente e flora*. Planaltina: Embrapa CPAC. p.89-166.
- WWF BRASIL. 2017. Restauração ecológica no Brasil: Desafios e oportunidades. Brasília/DF.
- Zhang, ZQ, et al. 2001. Soil seed banks as an input of seed source in revegetation of lead/zinc mine tailings. *Restoration Ecology* 9:378-385.

Capítulo 7

Invertebrados em áreas degradadas: quem são, como vivem?

Hernani Alves Almeida^{1, 2}, *Beatriz Parreira*^{1, 2}, *Paula Coelho*^{1, 2},
Fernanda Vieira da Costa^{1, 2}, *Wallace Beiroz*³ & *Yasmine Antonini*¹

¹Departamento de Biodiversidade, Evolução e Meio Ambiente;
Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, Minas Gerais, Brasil.

²Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Biomas Tropicais,
Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, Minas Gerais, Brasil.

³Instituto de Estudos do Xingu, Universidade Federal do Sul e Sudeste do
Pará, São Félix do Xingu, Pará, Brasil.

Existem mais de um milhão de espécies de invertebrados descritos na Terra e grande parte dessa diversidade habita a região tropical, principalmente as florestas tropicais (Pimm & Raven, 2000). Entretanto, os invertebrados são indiscutivelmente o grupo menos estudado, provavelmente devido a uma combinação do grande número de espécies e seu pequeno tamanho corporal (Dahlsjö et al., 2019).

No entanto, sabemos que os invertebrados desempenham um papel importante no funcionamento dos ecossistemas naturais, participando de processos ecológicos que incluem desde a decomposição de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes, até a dispersão de sementes e polinização. Embora nossa compreensão desses papéis esteja em progresso, ainda estamos longe de ser capazes de prever as consequências do avanço do desmatamento, mudanças climáticas e perda da biodiversidade sobre esse grupo de animais e seus processos desempenhados. Parte dessa lacuna se deve ao número relativamente baixo de dados e espécies descritas considerando a alta riqueza de espécies ainda desconhecidas. Além disso, dificilmente o conhecimento adquirido em um lugar é aplicado a outro, visto que o papel dos invertebrados no funcionamento dos ecossistemas pode variar mesmo em habitats semelhantes, devido às variações nas condições bióticas e abióticas locais, história de vida e história evolutiva.

Os invertebrados enfrentam uma série de ameaças à sua existência nas regiões tropicais, especialmente devido à perda e modificação de habitat (Young et al., 2016). Sabe-se por exemplo que habitats não perturbados tendem a abrigar uma alta diversidade desse grupo, pois

nestes possuem grande disponibilidade de microhabitats e recursos (Young et al., 2016). Além disso, essas áreas preservadas desempenham um importante papel sendo fonte de espécies para áreas degradadas (Bourguignon et al., 2017). Desta forma, é imprescindível que as florestas preservadas sejam uma das prioridades para a conservação, devido à sua capacidade incomparável de manter elevada biodiversidade, não só nela, mas também no seu entorno.

No entanto, florestas que sofreram algum tipo de impacto e ambientes degradados não devem ser negligenciadas, pois também fornecem recursos e condições para muitas espécies (Torppa et al., 2020). Esse efeito é particularmente relevante em áreas onde a proporção de habitats primários é pequena e onde os habitats secundários ou em regeneração atuam como refúgio para muitas espécies, dentre elas os invertebrados (Ewers et al., 2011). De fato, caso não seja dada uma maior importância para a proteção dessas áreas perturbadas, em torno de 50% da biodiversidade tropical pode ser perdida (Putz et al., 2001). Nesse sentido, o funcionamento dos ecossistemas depende da conservação dos habitats e da biodiversidade de invertebrados associada, mas ainda sabemos relativamente pouco sobre sua contribuição para processos e serviços ecossistêmicos. O que seria o caso da fauna do solo, que é particularmente pouco estudada considerando sua importância para a saúde e nutrição do solo, e com a qual contamos para a produção de alimentos (Cameron et al., 2018). Sabe-se que nos trópicos, cupins e formigas podem aumentar o rendimento das culturas em até 36% (Evans et al., 2011), sendo os cupins também os responsáveis por aumentar a umidade do solo e sobrevivência de mudas durante a seca (Ashton et al., 2019). Recentemente, tem havido um foco em estudos sobre a contribuição de invertebrados em cascatas tróficas, onde, por exemplo, sabe-se que as formigas desempenham um papel importante no controle biológico de herbívoros e predadores (Goldman et al., 2020).

Assim, estudar o papel dos invertebrados em áreas degradadas que estão passando por um processo de recuperação é importante para avaliarmos o papel desses organismos no funcionamento dos ecossistemas. Especificamente, explorar como os invertebrados melhoram a produtividade das florestas e do solo, a qualidade da água, dentre outros processos importantes na restauração ecológica de habitats degra-

dados é de fundamental importância. Neste capítulo iremos abordar o papel de alguns grupos de invertebrados na melhoria da qualidade dos solos e provisão de serviços ecossistêmicos em uma área de Cerrado impactada pela construção de uma usina hidrelétrica na região de Goiás (Figura 1). O impacto em questão se deu em uma área de empréstimo (220 ha) para construção da barragem que sofreu a retirada das camadas superficiais do solo, dificultando o processo de regeneração natural e técnicas de recuperação assistida.

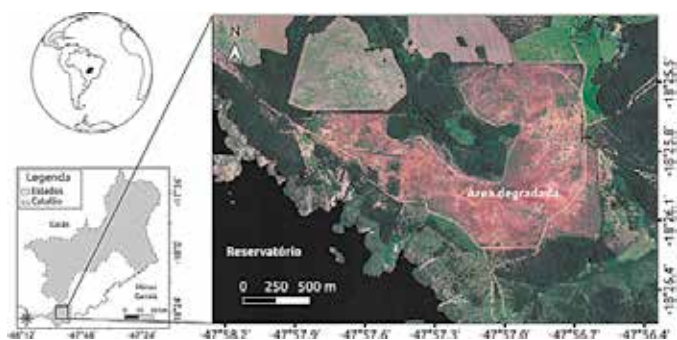


Figura 1: Localização da área de estudo no município de Catalão, Goiás, Brasil.

O papel dos invertebrados de solo na mudança de características do solo

A fauna de solo contém organismos que podem ser considerados engenheiros do ecossistema, pois estes escavam e transportam materiais minerais e orgânicos do solo, alterando significativamente sua estrutura (Lavelle, 1997). A depender da forma como a colonização da fauna de invertebrados ocorre no substrato, da taxa de sobrevivência e da capacidade da população em manter-se suficientemente abundante, esses animais podem levar à recomposição da estrutura e propriedades do solo, devolvendo funções ecossistêmicas em áreas sob processo de restauração ambiental (Topp et al., 2001). A fauna de solo pode ser classificada de acordo com seu tamanho corporal em microfauna (2 μ m - 100 μ m), mesofauna (100 μ m- 2mm) e macrofauna (2 a 20mm) (Correia & Oliveira, 2000, Aquino & Correia, 2005).

Se por um lado, a macrofauna é importante para diversas funções ecossistêmicas desempenhadas no solo, por outro lado, sua distribuição é influenciada pelas características do solo, pela vegetação e pelo clima (Ettema & Wardle, 2002, Primavesi, 2002). Solos mais compactados favo-

recem invertebrados que possuem pernas fossoriais (com capacidade de escavar), como cupins e percevejos, enquanto impedem a permanência de invertebrados menos adaptados à tal condição (Primavesi, 2002). Essa compactação reduz a porosidade do solo e, conseqüentemente, a quantidade de água e oxigênio disponível, o que por sua vez também limita a presença de invertebrados (Primavesi, 2002). Estudos mostram que as comunidades de invertebrados do solo sofrem impactos negativos com a redução da cobertura vegetal e da serapilheira (Ettema & Wardle 2002). De forma geral, o tamanho, a qualidade e a heterogeneidade de habitats são fatores importantes para manutenção da diversidade dos invertebrados que vivem no solo (Pauw & Hawkins, 2001, Dobson et al., 2006, Morato & Martins, 2006, Sousa et al., 2006, Vanbergen et al., 2007). Habitats mais heterogêneos apresentam variação na estrutura e diversidade da vegetação (Vanbergen et al., 2007). Assim, a simplificação de habitats diminui a diversidade da cobertura vegetal e da serapilheira no solo, reduzindo a quantidade de recursos e dificultando a coexistência de diferentes espécies de invertebrados do solo (Hansen, 2000, Wardle et al., 2011, De Deyn et al., 2004, Bardgett et al., 2005), reduzindo ou perdendo funções ecossistemas que eram desempenhadas por elas (Isaacs et al., 2009).

Muitos trabalhos têm enfatizado os efeitos da macrofauna e de seus diversos grupos funcionais nas propriedades do solo e sua influência sobre a vida de outros organismos, tal como microorganismos e plantas (Lavelle & Spain, 2001, Jouquet et al., 2006, Silva et al., 2006, Slade et al., 2016). Estudos mostram ainda que estruturas físicas do solo podem ser alteradas drasticamente quando a comunidade da fauna de solo sofre algum tipo de distúrbio (Blanchart et al., 1997, Barros et al., 2001) e a correlação entre a macrofauna e parâmetros físicos e químicos do solo vem sendo amplamente demonstrada (Lavelle et al. 1994, Vasconcellos et al. 2013, Morales-Márquez et al. 2018).

Neste sentido, avaliamos se a macrofauna de solo de locais que receberam *topsoil* proveniente de uma área de floresta preservada (área de referência) seria diferente de locais que não receberam *topsoil* (controle), e se a presença da macrofauna estaria associada a parâmetros do solo (Parreira, 2020). Para isso, instalamos 36 parcelas de 1x1m, divididas em 3 módulos na região onde foi implantado o Programa de Recuperação de Área Degrada - PRAD Emborcação. Em cada módulo foram demarcadas

quatro parcelas na área de referência (Figura 2a), quatro parcelas na área controle (Figura 2b) e quatro parcelas na área degradada com transposição de topsoil (Figura 2c).

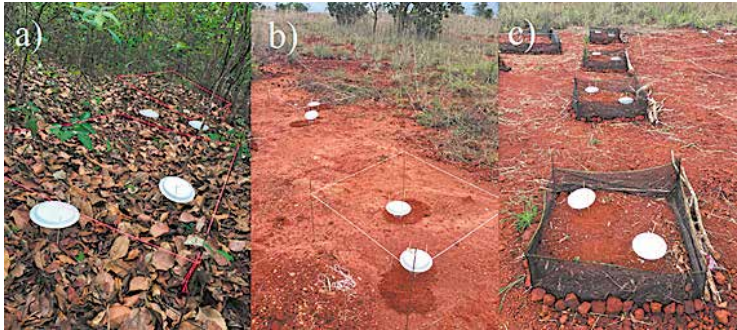


Figura 2: Parcelas experimentais na a) área de referência; b) área controle; c) área degradada com transposição de topsoil.

As amostragens da macrofauna foram realizadas em quatro momentos ao longo de 14 meses (novembro de 2018, março e agosto de 2019 e janeiro de 2020). Os invertebrados foram capturados com armadilhas de queda (pitfall), constituídas de recipientes plásticos de 300 mL, com 8 cm de diâmetro e 10 cm de altura enterrados ao nível do solo, contendo detergente, álcool e água (Figura 2). Em relação a amostragem de parâmetros do solo, realizamos 3 campanhas, que ocorreram em novembro de 2018, agosto de 2019 e em março de 2020.

Ao longo dos 14 meses de estudo, coletamos indivíduos de 16 ordens de invertebrados, sendo que Blattodea e Coleoptera apresentaram as maiores biomassas (Tabela 1).

A riqueza de espécies da macrofauna no *topsoil* foi bastante similar à encontrada na área controle, após 5 meses da montagem do experimento. No entanto, foi possível observar que os valores de riqueza da macrofauna no *topsoil* ultrapassaram os do controle na época chuvosa, quando o *topsoil* permitiu um maior aporte de vegetação (Figura 3) (Silveira, 2020). Sabe-se que uma maior diversidade de cobertura vegetal, assim como uma maior heterogeneidade de serapilheira associada atuam como fonte de nutrientes e abrigo para a macrofauna (Correia & Andrade, 2008, Rovedder et al., 2009) e permite a presença de um maior número de espécies (Bardgett et al., 2005). Também observamos uma correlação negativa entre a riqueza

da macrofauna e a compactação do solo (Figura 3), de forma que solos mais compactados apresentaram menor riqueza de macrofauna. Um aumento na compactação do solo pode reduzir a diversidade de espécies da macrofauna à medida que favorece a permanência apenas de invertebrados com estruturas cavadoras (Primavesi, 2002). Dessa forma, sugerimos que solos menos compactados permitem um maior número de espécies da macrofauna (Brown et al., 2004).

Tabela 1: Relação da biomassa das ordens de macrofauna amostradas no PRAD Emborcação, Catalão, Goiás, Brasil.

Ordem	Biomassa (mg)
Araneae	550,9
Blattodea	17579,6
Blattodea (Termitidae)	7703,4
Coleoptera	7085,8
Dermaptera	725,7
Diptera	119,1
Hemiptera	259,7
Hymenoptera	4630,6
Ixodida	<0,1
Lepidoptera	<0,1
Mantodea	40,9
Neuroptera	4,4
Orthoptera	3859,2
Pulmonata	1086,2
Scorpiones	43,2
Polydesmida	2705,8
Spirobolida	741,0



Figura 3: Riqueza da macrofauna, cobertura vegetal e compactação do solo variando entre a área degradada sem interferência, a área degradada com topsoil e a área referência na época chuvosa.

Dispersores secundários de sementes – o papel de besouros rola-bosta e formigas

Os besouros rola-bosta e as formigas desempenham importantes funções ecossistêmicas, sendo considerados engenheiros dos ecossistemas, principalmente por promoverem alterações no solo durante a construção dos ninhos e galerias, levando à maior penetração de água e oxigenação do mesmo (Bang et al., 2005). O enterrio de fezes pelos rola-bostas e o carreamento de outras fontes de matéria orgânica para os formigueiros, por exemplo, ajudam na entrada de nutrientes no sistema e, conseqüentemente, na ciclagem de nutrientes, melhorando a captura destes pelas plantas (Yamada et al., 2007).



Figura 3. Formiga carregando uma semente: serviço ecossistêmico de dispersão

Além das alterações no solo, os besouros e as formigas também são importantes para a dispersão de frutos ou sementes que atuam como a unidade de dispersão (Figura 3) (Oliveira-Filho & Ratter, 2002). Apesar dos vertebrados serem considerados os principais dispersores de sementes em ecossistemas neotropicais, desempenhando seu papel como dispersores primários, o papel dos dispersores secundários, tais como formigas e besouros (Figura 4) não pode ser negligenciado. Os dispersores primários consomem os recursos dos frutos, dispersam as sementes para longe da planta-mãe ou as eliminam em suas fezes, as quais serão acessadas por outros animais. A simples dispersão de uma semente de um local onde estão adensadas pode reduzir a competição, o ataque por predadores e patógenos, bem como reorganizar a distribuição das sementes na paisagem ao serem carregadas para distâncias maiores, afetando seu destino final (Guerra et al., 2018).



Figura 4. Besouros rola-bosta realizando as funções ecossistêmicas, remoção de fezes e dispersão de sementes.

Nesse contexto, desenvolvemos um trabalho para avaliarmos como os besouros rola-bosta poderiam funcionar dispersando e “plantando” sementes da espécie pioneira lobeira (*Solanum lycocarpum* A. St. – Hil) (Almeida et al., 2021). Além disso, também exploramos os efeitos da degradação do solo na dispersão secundária de sementes artificiais por formigas e quais espécies seriam mais importantes ao desempenhar essa função em uma área degradada de Cerrado (Coelho, 2020).

Com relação aos besouros rola-bosta, em cada uma das áreas (área degradada e área de referência) foram marcados 11 transectos, que continham três armadilhas de queda do tipo *pitfall*, iscadas com fezes humanas e de

porco (na proporção de 1:1), equidistantes 50 m. Além disso, no centro de cada um dos transectos, instalamos também, outra armadilha do tipo arena (Figura 5) adaptada de Braga et al. (2013). Cada arena continha em seu centro 300 g de uma mistura de fezes humanas e suínas (1:1), juntamente com 200 sementes da espécie *S. lycocarpum* adicionadas às fezes. Concomitantemente em outros 11 pontos dentro da área degradada, como controle da probabilidade de germinação, instalamos armadilhas do tipo arena.



Figura 5. Armadilha do tipo arena para avaliar dispersão de sementes por besouros rola-bosta e a probabilidade de germinação das sementes de *Solanum lycocarpum*.

Neste estudo, capturamos um total de 7.716 indivíduos de besouros representados por 18 gêneros e 41 espécies. Na área degradada capturamos 6.509 indivíduos de 31 espécies, enquanto que na área de referência amostramos 1.207 indivíduos de 32 espécies. As espécies *Canthon* aff. *simulans* Martínez, 1950 (n=2.051); *Canthidium* (*Canthidium*) *barbacenicum* Preudhomme de Borre, 1886 (n=1.685); *Pseudocanthon* sp. (n=1.064) e *Onthophagus buculus* Mannerheim, 1829 (n=1.060) foram as mais comuns na área degradada. Na área de referência as espécies mais frequentes foram *Uroxys* aff. *thoracalis* Balthasar, 1940 (n=547) e *Dichotomius* aff. *carbonarius* (Mannerheim, 1829) (n=96).

Ao contrário do que era esperado, visto que áreas degradadas normalmente perdem biodiversidade (Nichols et al., 2007), o número médio de indivíduos (Área degradada (AD)=591, Área de referência (AR)=109) e de espécies (AD=16, AR =12) de besouros rola-bosta foi maior na área degradada. Esse resultado pode ser devido à maior prevalência de espécies tolerantes a habitats com certo grau de degradação (Silva et al., 2014).

Apesar da área degradada ter apresentado maior média de abundância e riqueza, a composição das espécies de besouros rola-bosta entre as áreas degradada e de referência foi bem diferente (Figura 6), sendo as condições do solo (compactação e granulometria) os principais fatores para tal dissimilaridade (Audino et al., 2017). O índice de diversidade de shannon (AD = 5,96, AR = 9,08) também evidencia essa diferença entre as áreas e a maior dominância de poucas espécies encontrada na área degradada. Desta forma, as áreas degradadas não são capazes de conservar as espécies de áreas preservadas, levando à maior homogeneização da comunidade e, conseqüente, perda de algumas funções ecossistêmicas desempenhadas por estes organismos.

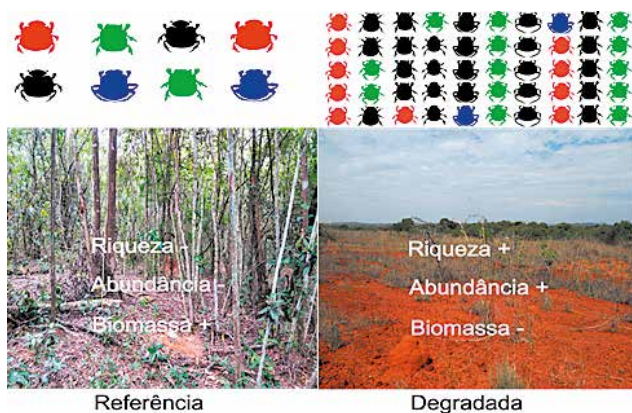


Figura 6: Riqueza, Abundância e Biomassa dos besouros rola-bosta, entre as áreas de referência e degradada, na área do PRAD Emborcação, Catalão, GO.

De fato, observamos que a dispersão secundária de sementes pelos besouros rola-bosta foi até três vezes menor na área degradada. A redução dessa função pode inviabilizar a sobrevivência da semente e ainda a perpetuação da planta, por aumentar a competição entre as sementes e a sua taxa de predação (Shepherd & Chapman, 1998, Lawson et al., 2012). Portanto, a baixa dispersão por besouros pode inviabilizar a recuperação de uma área degradada. Por outro lado, não encontramos diferença na quantidade de fezes removidas entre as duas áreas do nosso estudo, o que pode ser explicado pela grande quantidade de indivíduos pequenos na área degradada, que provavelmente compensou a perda de indivíduos grandes encontrados na área de referência (Figura 6). Portanto, mesmo perdendo

diversidade e funções ecossistêmicas importantes na área degradada, observamos um incremento de 5% na chance de germinação de sementes de lobeira na presença dos besouros rola-bosta. Este resultado pode indicar uma alteração positiva das condições do solo a médio e longo-prazo, quando utilizamos esses besouros em estratégias de recuperação das áreas degradadas (Figura 7). Além disso, ressalta-se a importância do planejamento de recuperação da área que considere os ambientes preservados no entorno, para servir como fonte de espécies ausentes nas áreas degradadas.



Figura 7. Plântula de lobeira (Solanum lycocarpum) originada de semente dispersada e enterrada pelos besouros rola-bosta.

Para avaliar o efeito da degradação do solo na dispersão secundária de sementes por formigas, foram demarcadas nove transectos com 4 pontos amostrais (distantes 30 metros entre si) na área degradada e nove transectos com 4 pontos amostrais na área de referência. Em cada ponto amostral foram oferecidas 20 sementes artificiais (diásporos) colocadas em uma folha de papelão, para que elas não ficassem em contato direto com o chão. Vertebrados foram excluídos das sementes com o auxílio de uma gaiola de tela ($17 \times 17 \times 8$ cm) com arame fixado ao solo (Christianini & Oliveira, 2009), enquanto o controle foi colocado sobre um papelão sem a estrutura de arame (Figura 8).

Para avaliar a qualidade da dispersão secundária foram ofertados diásporos em 12 pontos na área degradada e 12 pontos na área de referência. As sementes artificiais foram distribuídas sobre folha de papelão e observadas por 30 minutos. Em cada observação foram coletadas e registradas as espécies de formigas que despolveram, interagiram e/ou dis-

persaram os diásporos artificiais. Além disso, observamos a distância e o tempo de dispersão do diásporo e a frequência das interações.



Figura 8. Experimento de dispersão de sementes por formigas.



Figura 8. Experimento de observação focal da dispersão de formigas.

Avaliação de cada comportamento na interação com o "diásporos artificiais."

Registramos um total de 25 espécies interagindo com os diásporos artificiais, sendo estas pertencentes a cinco subfamílias e 10 gêneros. Myrmicinae foi a subfamília com o maior número de espécies (n=10), seguida por Formicinae (n=6), Ectatomminae (n=5), Ponerinae (n=3) e Dolichoderinae (n=1). Os gêneros com maior número de espécies foram *Pheidole* (28%, n= 7) e *Ectatomma* (16%, n=4).

A degradação do solo não afetou o número de espécies de formigas amostradas, ou seja, observamos a mesma riqueza de formigas nas áreas preservadas e degradadas. Por outro lado, observamos que as espécies de formigas que ocorrem nessas áreas são distintas, sendo as formigas que interagem com os diásporos na área degradada, espécies típicas de solo arenosos, climas quentes e ambientes abertos, resultado também encontrado em por Costa et al. (2010). Em geral, as espécies observadas nas áreas degradadas possuem grande tamanho corporal e boa capacidade de dispersão de semestres, tais como formigas do gênero *Ectatomma* (Leal et

al., 2014). Na área de referência, em contrapartida, encontramos uma prevalência de espécies do gênero *Pheidole*, espécies pequenas, generalistas de solo e com baixa capacidade de dispersão quando forrageiam isoladamente em poucos indivíduos.

A taxa de dispersão de diásporos foi elevada em ambas as áreas, mostrando que a dispersão secundária de diásporos por invertebrados pode ser de fundamental importância para o recrutamento de plântulas (Figura 9). Apesar das similares taxas de dispersão de sementes entre as áreas estudadas, pode-se sugerir que a qualidade do serviço de dispersão difere entre os ambientes. Por exemplo, o gênero *Ectatomma* foi o mais frequente em interação com os diásporos na área degradada. Esse gênero inclui espécies epigéicas predadoras generalistas, que frequentemente estão associadas à dispersão secundária de diásporos (ver Pratt, 1989, Delabie et al., 2007, Leal et al., 2014). De fato, observamos consideráveis distâncias de dispersão (ca. 2,31 m para *Ectatomma*), com posterior deposição dos diásporos nos ninhos na área degradada (Figura 10). Dessa forma, podemos sugerir que a dispersão secundária de sementes por formigas é um filtro biótico positivo para o recrutamento de plantas em áreas perturbadas. Assim, o estudo da mirmecocoria (dispersão de sementes por formigas) torna-se relevante para ações de recuperação de áreas degradadas, fato também observado em outras regiões tropicais (Passos & Oliveira, 2002, 2004, Christianini & Oliveira, 2010, Angotti et al., 2018, Anjos et al., 2020, Arruda et al., 2020).



Figura 9. Formigas interagindo com os diásporos artificiais na área do PRAD Emborcação, Catalão, GO.



Figura 10. *Ectatomma* sp. carregando semente artificial até o ninho.

Além disso, observamos que a intensa degradação do solo afetou negativamente a frequência de interações entre formigas e os diásporos artificiais ofertados experimentalmente em campo. De fato, a remoção das camadas do solo causa grandes mudanças no seu perfil e acarreta a homogeneidade de recursos, afetando a diversidade de formigas, seu tamanho populacional, composição de espécies e a diversidade de ninhos (Holec & Frouz, 2005, Majer, 2007). Ademais, de acordo com Wunderle (1997), áreas mais heterogêneas possuem uma maior diversidade de árvores com frutos atraentes para os animais dispersores primários. Assim, áreas preservadas garantem maiores taxas de chuva de semestres do que áreas alteradas por ações antrópicas (Guerra et al., 2017).

Nossos resultados fornecem evidências de como os distúrbios no solo podem alterar as interações dos diásporos com os animais que forrageiam no solo. Estudos que exploram distintos comportamentos das espécies potenciais dispersoras de diásporos são importantes para entender o verdadeiro papel dos dispersores no sucesso reprodutivo das plantas e, conseqüentemente, na regeneração de áreas degradadas. Neste estudo, por exemplo, demonstramos a importância de determinados dispersores (i.e., espécies do gênero *Ectatomma*) para a possível recuperação de áreas degradadas. Essas descobertas contribuem para o conhecimento atual de como as formigas podem atuar na distribuição espacial de espécies vegetais em áreas de cerrado.

Esses resultados também indicam como o estudo de interações ecológicas pode ser útil para monitorar mudanças ambientais, tais como impactos antrópicos (Arruda et al., 2020, Costa et al., 2018) ou até mesmo distúrbios naturais (Lessard, 2019). Explorar a biodiversidade sob uma perspectiva de interações ecológicas mostra-se uma abordagem útil para avaliar a estrutura e o funcionamento das funções e serviços ecossistêmicos (Okuyama & Holland, 2008), pois fornecem evidências de como os distúrbios podem remodelar as interações entre espécies, como exemplo, interações entre formigas e diásporos de plantas (Arruda et al., 2020).

Concluindo, os estudos aqui reportados indicam que algumas funções ecossistêmicas, tal como a dispersão secundária de sementes, foram mantidas por grupos de invertebrados que forrageiam no solo (formigas e besouros rola-bosta) da área degradada. A presença de besouros rola-bosta e formigas aumenta a probabilidade de germinação de sementes de plantas pioneiras. Além disso, o uso de *topsoil*, como medida de recuperação da fauna de solo, se mostrou potencialmente efetiva, uma vez que observamos que seu incremento resultou em uma maior riqueza de fauna de solo em períodos chuvosos, períodos que também observamos um maior aporte de vegetação nas parcelas estudadas. Esses achados evidenciam a importância da incorporação de componentes biológicos, como os invertebrados de solo, que possam garantir a provisão de funções e serviços ecossistêmicos envolvidos na recuperação de áreas degradadas.

Sugestões de manejo

Visando uma melhor recuperação da área de estudo sugerimos que os besouros rola-bosta e as formigas possam ser usados, em conjunto com outras técnicas de recuperação, para potencializar o sucesso da regeneração natural, assim como a restauração ambiental. Como foi visto, com a presença dos besouros rola-bosta houve um incremento da germinação da espécie lobeira. Da mesma forma, algumas espécies de formigas se mostraram boas dispersoras de sementes. Assim, a fim de potencializar a recuperação das áreas degradadas, sugerimos que associada à transposição do *topsoil* nas áreas perturbadas, sejam empregadas a utilização de pilhas de fezes com sementes e chuva de sementes de espécies nativas. Salientamos ainda a importância da descompactação do solo anteriormente a essas técnicas, visto que a granulometria e a

estrutura do solo como um todo são importantes filtros que afetam a estrutura da comunidade de invertebrados.

Referências Bibliográficas

- Almeida, HA, Antonini, Y, Tavares Junior, C, Braga, RF, da Silva, PG, Beiroz, W. 2021. "Dung beetles can sow: the potential of secondary seed dispersers to assist ecological restoration". *Ecological Entomology*.
- Angotti, MA, Rabello, A, Santiago, G, Ribas, C. 2018. "Seed removal by ants in Brazilian savanna: optimizing fieldwork", na *Sociobiology*, 65, 155-161.
- Anjos, DV, Leal, LC, Jordano, P, Del-Claro, K. 2020. "Ants as diaspore removers of non-myrmecochorous plants: a meta-analysis", na *Oikos*.
- Aquino, AM, Correia, MEF. 2005. "Invertebrados edáficos e o seu papel nos processos do solo", na *Embrapa Agrobiologia*, 201, 1-52.
- Arruda, AJ, Costa, FV, Guerra, TJ, Junqueira, PA, Dayrell, RL, Messeder, JV, Hanna, TS, Buisson, E, Silveira, FA. 2020. "Topsoil disturbance reshapes diaspore interactions with ground-foraging animals in a megadiverse grassland", no *Journal of Vegetation Science*, 31, 1039-1052.
- Ashton, L.A., H. M. Griffiths, C. L. Parr, T. A. Evans, R. K. Didham, F. Hasan, Y. A. The, H. S. Tin, C. S. Vairappan, P. Eggleton. 2019. Termites mitigate the effects of drought in tropical rainforest. *Science*, 363 (6423).
- Audino LD, Murphy SJ, Zambaldi L, Louzada J, Comita LS. 2017. "Drivers of community assembly in tropical forest restoration sites: role of local environment, landscape, and space", na *Ecological Applications*, 27, 1731-1745.
- Bang, HS, Lee, JH, Kwon, OS, Na, YE, Jang, YS. 2005. "Effects of paracoprid dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) on the growth of pasture herbage and on the underlying soil", na *Applied Soil Ecology*, 29, 165-171.
- Bardgett, RD, Yeates, GW, Anderson, JM. 2005. Patterns and determinants of soil biological diversity, in RD. Bardgett, MB. Usher, DW. Hopkins. *Biological Diversity and Function in Soils*. Cambridge: Cambridge University Press, 100-118.
- Barros, E, Curmi, P, Hallaire, V, Chauvel, A, Lavelle, P. 2001. "The role of macrofauna in the transformation and reversibility of soil structure of an oxisol in the process of forest to pasture conversion", na *Geoderma*, 100, 193-213.
- Blanchart, E, Lavelle, P, Braudeau, E, Le Bissonnais, Y, Valentin, C. 1997. "Regulation of Soil Structure by Geophagous Earthworms Activities in Humid Savannas of Côte D'Ivoire", na *Soil Biology and Biochemistry*, 29, 431-439.

- Bourguignon, T. C.A. L. Dahlsjö, J. Jacquemin, L. Gang, L. S. Wijedasa and T. A. Evans. 2017. Ant and termite communities in isolated and continuous forest fragments in Singapore. *Insectes Sociaux*. 64: 505–514.
- Braga, RF, Korasaki, V, Andresen, E, Louzada, J. 2013. Dung beetle community and functions along a habitat-disturbance gradient in the Amazon: a rapid assessment of ecological functions associated to biodiversity, na *PloS one* 8:e57786.
- Brown, GG, Moreno, AG, Barois, I, Fragoso, C, Rojas, P, Hernández, B, Patrón, JC. 2004. “Soil macrofauna in SE Mexican pastures and the effect of conversion from native to introduced pastures”, na *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 103, 313-327.
- Cameron, E., Martins I.S. Lavelle P., Eisenhauer, Nico et al. 2018. Global gaps in soil biodiversity data. *Nature Ecology & Evolution*. 2:7 DOI: 10.1038/s41559-018-0573-8
- Christianini AV, Oliveira PS. 2009. The relevance of ants as seed rescuers of a primarily bird-dispersed tree in the Neotropical cerrado savanna. *Oecologia* 60(4): 735-745.
- Christianini, AV, Oliveira, PS. 2010. “Birds and ants provide complementary seed dispersal in a neotropical savanna”, no *Journal of Ecology*, 98, 573-582.
- Coelho, P. “IMPACTOS DA DEGRADAÇÃO DO SOLO EM REDE DE INTERAÇÕES FORMIGA-DÍASPORO EM UMA ÁREA DE CERRADO”. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais.
- Correia, MEF, Andrade, AG. 2008. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes, in Santos, GA, Camargo, FAO. *Fundamentos Da Matéria Orgânica Do Solo: Ecossistemas Tropicais e Subtropicais*. Porto Alegre, RS, 137-170.
- Correia, MEF, Oliveira, LCM. 2000. *Fauna de Solo: Aspectos Gerais e Metodológicos*. Embrapa Agrobiologia Documentos.
- Costa, FV, Bluthgen, N, Viana-Junior, AB, Guerra, TJ, Di Spirito, L, Never, FS. 2018. “Resilience to fire and climate seasonality drive the temporal dynamics of ant-plant interactions in a fire-prone ecosystem”, na *Ecological Indicators*,. 93, 247-255.
- Costa, FVD, Oliveira, KN, Nunes, YRF, Menino, GCDO, Brandão, DO, Araújo, LSD, Miranda, WO, D’Ângelo Neto, S. 2010. “Florística e estrutura da comunidade arbórea de duas áreas de cerrado sentido restrito no Norte de Minas Gerais”, no *Cerne*, 16, 267-281.
- Dahlsjö, CA, Stiblik, P, Jaklová, J, Zídek, M, Wicman Huaycama, J, Lojka, B, Houška, J. 2020. The local impact of macrofauna and land-use intensity on soil nutrient concentration and exchangeability in lowland tropical Peru. *Biotropica*, 52(2), 242-251.
- De Deyn, GB, Raaijmakers, CE, van Ruijven, J, Berendse, F, an der Putten, WH. 2004. “Plant species identity and diversity effects on different trophic levels of nematodes in the soil food web”, na *Oikos*, 106, 576-586.

- Delabie, JH, Jahyny, B, do Nascimento, IC, Mariano, CS, Lacau, S, Campiolo, S, ... & Leponce, M. 2007. "Contribution of cocoa plantations to the conservation of native ants (Insecta: Hymenoptera: Formicidae) with a special emphasis on the Atlantic Forest fauna of southern Bahia, Brazil", na *Biodiversity and Conservation*, 16, 2359-2384.
- Dobson, A, Lodge, D, Alder, J, Cumming, GS, Keymer, J, Mcglade, J, Mooney, H, Rusak, JA, Sala, O, Wolters, V, Wall, D, Winfree, R, Xenopoulos, MA. 2006. "Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services", na *Ecology* 87, 1915-1924.
- Ettema, CH, Wardle, DA. 2002. "Spatial soil ecology", na *Trends in ecology & evolution*, 17, 177-183.
- Evans, TA, Dawes, TZ, Ward, PR, Lo, N. 2011. Ants and termites increase crop yield in a dry climate. *Nature communications*, 2(1), 1-7.
- Ewers, RM, Didham, RK, Fahrig, L, Ferraz, G, Hector, A, Holt, RD, Kapos, V, Reynolds, G, Sinun, W, Snaddon, JL, Turner, EC. 2011. A large-scale forest fragmentation experiment: the Stability of Altered Forest Ecosystems Project. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1582), 3292-3302.
- Goldman, AE, Bonebrake, TC, Tsang, TP, Evans, TA, Gibson, L, Eggleton, P, Griffiths HM, Parr, CL, Ashton, LA. 2020. Drought and presence of ants can influence hemiptera in tropical leaf litter. *Biotropica*, 52(2), 221-229.
- Guerra, TJ, Dayrell, RLC, Arruda, AJ, Dáttilo, W, Teixeira, AL, Messeder, JVS, Silveira, FAO. 2017. "Intraspecific variation in fruit-frugivore interactions: Effects of fruiting neighborhood and consequences for seed dispersal", na *Oecologia*, 185, 233-343.
- Guerra, TJ, Messeder, JV, Arruda, AJ, Fuzessy, LF, Dayrell, RL, Neves, FS, Silveira, FA. 2018. Handling by avian frugivores affects diaspore secondary removal. *PloS one*, 13(8) p. e0202435.
- Hansen, RA. 2000. "Effects of habitat complexity and composition on a diverse litter microarthropod assemblage", na *Ecology*, 81, 1120-1132.
- Holec, M, Frouz, J. 2005. "Ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in reclaimed and unreclaimed brown coal mining spoil dumps in the Czech Republic" na *Pedobiologia*, 49, 345-357.
- Isaacs, R, Tuell, J, Fiedler, A, Gardiner, M, Landis, D. 2009. "Maximizing arthropod-mediated ecosystem services in agricultural landscapes: the role of native plants", na *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 196-203.
- Jouquet, P, Dauber, J, Lagerlöf, J, Lavelle, P, Lepage, M. 2006. "Soil invertebrates as ecosystem engineers: Intended and accidental effects on soil and feedback loops", na *Applied Soil Ecology*, 32, 153-164.

- Lavelle, P. 1997. "Faunal Activities and Soil Processes: Adaptive Strategies That Determine Ecosystem Function", na *Advances in Ecological Research*, 27, 189-220.
- Lavelle, P, Dangerfield, M, Fragoso, C, Eschenbrenner, V, Lopez-Hernandez, D, Pashanasi, B, Brussaard, L. 1994. "The relationship between soil macrofauna and tropical soil fertility", na *The biological management of tropical soil fertility*, 137-169.
- Lavelle, P, Spain, AV. 2001. *Soil ecology*. Dordrecht.
- Lawson, CR, Mann, DJ, Lewis, OT. 2012. Dung beetles reduce clustering of tropical tree seedlings. *Biotropica*, 44, 271-275.
- Leal, LC, Neto, MCL, de Oliveira, AFM, Andersen, NA, Leal, IR. 2014. "Myrmecochores can target high-quality disperser ants: variation in elaiosome traits and ant preferences for myrmecochorous Euphorbiaceae in Brazilian Caatinga", na *Oecologia*, 174, 493-500.
- Lessard, JP. 2019. "Ant community response to disturbance: A global synthesis", no *Journal of Animal Ecology*, 8, 346-349.
- Majer, JD, Orabi, G, Bisevac, L. 2007. "Ants (Hymenoptera: Formicidae) pass the bioindicator scorecard", na *Myrmecological News*, 10, 69-76.
- Morales-Márquez, JA, Hernández-Hernández, RM, Sánchez, GK, Lozano, Z, Castro, I, Bravo, C, Ramírez, E, Jiménez-Ballesta, R. 2018. "Soil macroinvertebrates community and its temporal variation in a well-drained savannah of the Venezuelan Llanos", na *European Journal of Soil Biology*, 84, 19-26 .
- Morato, EF, Martins, RP. 2006. "An overview of proximate factors affecting the nesting behavior of solitary wasps and bees (Hymenoptera: Aculeata) in preexisting cavities in wood", na *Neotropical Entomology*, 35, 285-598.
- Nichols E, Larsen T, Spector S, Davis AL, Escobar F, Favila M, Vulinec, K, Network TSR. 2007. "Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis", na *Biological Conservation*, 137, 1-19.
- Okuyama, T, Holland, JN. 2008. "Network structural properties mediate the stability of mutualistic communities", na *Ecology Letters*, 11, 208-216.
- Oliveira-Filho, AT, Ratter, JA. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the cerrado biome. *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*, 91-120.
- Parreira, B. 2020. "Efeitos da Transposição de topsoil na diversidade taxonômica e funcional da macrofauna e sua correlação com o solo em uma área degradada de Cerrado". Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Ouro Preto, Minas Gerais.

- Passos, L, Oliveira, PS. 2002. "Ants affect the distribution and performance of seedlings of *Clusia criuva*, a primarily bird-dispersed rain forest tree", no *Journal of Ecology*, 90, 517-528.
- Passos, L, Oliveira, PS. 2004. "Interaction Between Ants And Fruits Of *Guapira opposita* (Nyctaginaceae) in a Brazilian sandy plain rainforest: ant effects on seeds and seedlings", na *Oecologia*, 139,376-382.
- Pauw, A, Hawkins, JA. 2011. "Reconstruction of historical pollination rates reveals linked declines of pollinators and plants", na *Oikos*, 120, 344-349.
- Pimm, SL, Raven, P. 2000. "Extinction by numbers", na *Nature*, 403, 843-845.
- Pratt, SC. 1989. "Recruitment and other communication behavior in the ponerine ant *Ectatomma ruidum*", na *Ethology*. *Ethology*, 81, 313-331.
- Primavesi, A. 2002. Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais. NBL editora.
- Putz, FE, Blate, GM, Redford, KH, Fimbel, R, Robinson, J. 2001. "Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview", na *Conservation Biology*, 15, 7-20.
- Rovedder, APM, Eltz, FLF, Drescher, MS, Schenato, RB, Antonioli, ZI. 2009. "Organismos edáficos como bioindicadores da recuperação de solos degradados por arenização no Bioma Pampa", na *Ciência Rural*, 39 1061-1068.
- Shepherd VE, Chapman CA. 1998. "Dung beetles as secondary seed dispersers: impact on seed predation and germination", no *Journal of Tropical Ecology*, 14, 199-215.
- Silva RJ, Coletti F, Costa DA, Vaz-De-Mello FZ. 2014. "Rola-bostas (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) de florestas e pastagens no sudoeste da Amazônia brasileira: Levantamento de espécies e guildas alimentares", na *Acta Amazonica*, 44, 345-352.
- Silva, RF, Aquino, AM, Mercante, FM, Guimaraes, MF. 2006. "Macrofauna invertebrada do solo sob diferentes sistemas de produção em Latossolo da Região do Cerrado", na *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 41, 697-704.
- Silveira, B. 2020. "Transposição de Solo de Mata Cria Núcleos de Vegetação Pioneira de Cerrado em Área de Empréstimo". Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Ouro Preto.
- Slade, EM, Roslin, T, Santalahti, M, Bell, T. 2016. "Disentangling the 'brown world' faecal-detritus interaction web: dung beetle effects on soil microbial properties", na *Oikos*, 125, 629-635.
- Sousa, JP, Bolger, T, Da Gama, MM, Lukkari, T, Ponge, JF, Simon, C, Traser, G, Vanbergen, AJ, Brennan, A, Dubs, F, Ivitis, E, Keating, A, Stofer, S, Watt, AD. 2006. "Changes in Collembola richness and diversity along a gradient of land-use intensity: a pan European study", na *Pedobiologia (Jena)*, 50, 147-156.

- Topp, W, Simon, M, Kautz, G, Dworschak, U, Nicolini, F, Pruckner, S. 2001. "Soil fauna of a reclaimed lignite open-cast mine of the Rhineland: improvement of soil quality by surface pattern", na *Ecological Engineering*, 17, 307-322.
- Torppa, KA, Wirta, H, Hanski, I. 2020. Unexpectedly diverse forest dung beetle communities in degraded rain forest landscapes in Madagascar. *Biotropica*, 52(2), 351-365.
- Vanbergen, AJ, Watt, AD, Mitchell, R, Stephen, AT, Eva, CFP, Eggleton, P, He, TW, José, J, Sousa, P. 2007. "Scale-specific correlations between habitat heterogeneity and soil fauna diversity along a landscape structure gradient", na *Oecologia*, 153, 713-725.
- Vasconcellos, RLF, Segat, JC, Bonfim, JA., Baretta, D, Cardoso, EJB. 2013. "Soil macrofauna as an indicator of soil quality in an undisturbed riparian forest and recovering sites of different ages", na *European Journal of Soil Biology*, 58, 105-112.
- Wardle, DA, Bardgett, RD, Callaway, RM, Van der Putten, WH. 2011. "Terrestrial Ecosystem Responses to Species Gains and Losses", na *Science*, 332, 1273-1277.
- Wunderle, JR, Joseph, M. 1997. "The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands", na *Forest Ecology and Management*, 99, 223-235.
- Yamada, D, Imura, O, Shi, K, Shibuya, T. 2007. "Effect of tunneler dung beetles on cattle dung composition, soil nutrients and herbage growth", na *Grassland Science*, 53, 121-129.
- Young, H.S., McCauley, D.J., Galetti, M. and Rodolfo Dirzo. 2016. Patterns, Causes, and Consequences of Anthropocene Defaunation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 47:333-358. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054142>.

Capítulo 8

Macroinvertebrados aquáticos da área de empréstimo para construção da usina hidrelétrica Emborcação

Cláudio Tavares da Silva Junior^{1, 2, *}; *Eneida Maria Eskinazi Sant'Anna*³ & *Mariângela Garcia Praça Leite*²

¹Programa de Pós-graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG;

²Departamento de Geologia,

Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG;

³Departamento de Biodiversidade, Evolução e Meio Ambiente, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG.

*claudio.jr.bio@gmail.com

Um dos grandes impactos causados pela construção de Usinas Hidrelétricas - UHE's é o alagamento de grandes áreas com o represamento e mudança no regime fluvial dos corpos d'água. Outra fonte de impactos nesses empreendimentos são as áreas de empréstimos, de onde é realizada a extração do solo para a construção da barragem (Ledec & Quintero, 2003; Alves *et al.*, 2012). Os impactos desses empreendimentos, em especial das áreas de empréstimo, também ocasionam intensos impactos na qualidade do solo e nas bacias hidrográficas. Em regiões tropicais, esses efeitos podem ser acentuados devido à ação das chuvas, potencializando os processos de degradação e desencadeando a perda de solo por erosão (Morgan, 2005; Xiong *et al.*, 2019). Os processos erosivos eliminam a camada superficial do solo (rica em matéria orgânica e nutrientes) e aumentam a taxa transporte e sedimentação aumentando a taxa de assoreamento de ambientes aquáticos. Entre todos os ecossistemas aquáticos, rios e pequenos córregos estão entre aqueles mais afetados pelo assoreamento via erosão de solos (Lake, *et al.*, 2007; Hauer *et al.*, 2018).

A descaracterização de rios e córregos, provocada pelo assoreamento, resulta na perda de heterogeneidade e consequente homogeneização dos ambientes, provocando a redução da diversidade biológica e funcional desses ecossistemas (Mondy & Usseglio-Polatera, 2014; Leitão *et al.*, 2016). Por esse motivo a utilização de organismos para a avaliação de impactos se tornou uma boa abordagem em estudos de monitoramento de impac-

tos ambientais em sistemas lóticos (Goulart & Callisto, 2003; Moog et al., 2018). O principal motivo é que a estrutura de comunidades desses organismos aquáticos reflete rapidamente os efeitos de impactos como assoreamento ou presença de poluentes (Callisto & Esteves, 1998; Kuhlmann et al., 2001). Nesse contexto, os macroinvertebrados bentônicos são o grupo que apresentam maior sensibilidade à distúrbios, além de serem responsáveis pela colonização dos ambientes lóticos (Towsend, 1989; Winemiller et al., 2010). Outros fatores que justificam a utilização de macroinvertebrados bentônicos em análises de impactos ambientais, se deve ao fato desse grupo ser base da cadeia trófica em ambientes aquáticos, terem suas funções ecossistêmicas bem estudadas e serem bem adaptadas a diferentes nichos dentro dos ambientes (Monteiro *et al.*, 2008; Ligeiro et al., 2013).

Muitos sistemas lóticos têm problemas causados pelas alterações nos canais e áreas ripárias resultando na degradação dos habitats, mudanças no regime de fluxo e assoreamento (Allan, 2004; Elosegi & Sabater, 2013). Os processos de recuperação de sistemas lóticos degradados devem se preocupar em restabelecer a estrutura física, a composição e os processos naturais das comunidades bióticas. Assim, os principais processos a serem restaurados são os padrões de fluxo, dinâmica de erosão e deposição e a sucessão ecológica (USEPA, 2000). Neste contexto, esse capítulo tem como principal objetivo avaliar os impactos na comunidade de macroinvertebrados do córrego Pedra Branca, cuja região de nascente foi utilizada como área de empréstimo de solo para a construção do reservatório de Emborcação (Catalão, GO). Com base nisso, a nossa proposta foi avaliar, através de experimentos *in situ*, se a disponibilidade de substratos artificiais simulando microhabitats fluviais (folhas, folhíço, pedras) contribuirá para o aumento da diversidade e abundância de macroinvertebrados bentônicos. Para testar isso foi analisada a estrutura da comunidade de macroinvertebrados (riqueza, composição e diversidade funcional) em um estágio inicial e após a implementação dos atratores.

Caracterização dos macroinvertebrados bentônicos

Para a caracterização foi realizado o levantamento diagnóstico da comunidade de macroinvertebrados (riqueza, abundância e composição) nos córregos Pedra Branca (córrego afetado pela área de empréstimo) e o córrego Olhos D'água (córrego usado como referência). Am-

bos os córregos, Pedra Branca e Olhos D'água, são córregos de segunda ordem (Strahler, 1954), tributários da bacia do rio Paranaíba. Foram realizadas coletas em cinco pontos geomorfologicamente semelhantes de ambos os córregos. Em cada ponto foi utilizado uma rede tipo Surber, com área de aproximadamente 1800cm² (60 por 30cm) e malha de 250 micrômetros. A rede era apoiada no sedimento no sentido contra o fluxo e o substrato era revolvido durante 2 minutos, a fim de que os organismos fossem capturados com a ação do fluxo. As amostras coletadas em cada ponto foram fixadas em solução de formalina 10% e armazenadas em álcool 70%. As amostras foram transportadas para o Laboratório de Ecologia Aquática da Universidade Federal de Ouro Preto onde foram identificadas até o menor nível taxonômico possível. A macrofauna bentônica foi identificada também a nível de grupos funcionais e usada como indicador ambiental para os córregos estudados, conforme descrito em Ferreira *et al.* (2015).

Foi realizado após o levantamento diagnóstico, um experimento com incremento de heterogeneidade nos córregos Pedra Branca e Olhos D'água com a implementação de atratores artificiais durante o início da estação seca nos meses de maio/junho/2019. Os atratores implementados foram confeccionados com duas placas de tela plástica de 25x25cm e malha de 13mm e três diferentes tipos de substratos: serapilheira, pedra e um misto (pedra e serapilheira, adaptado de Godoy *et al.*, 2016; Figura 1). A



Figura 1: Atratores confeccionados e implantados no córrego Pedra Branca e no córrego Olho D'água em Catalão, GO, Brasil.

serapilheira utilizada na confecção dos atratores era composta de folhas, folhiços e gravetos lavados e secos em estufa a 40°C. As pedras utilizadas na confecção dos atratores foi comprada em lojas de departamento de jardinagem e consistiam em seixos de quartzo de 5cm de diâmetro de rugosidade lisa. Os atratores com os três tipos de substratos foram depositados junto ao sedimento dos córregos e presos com estacas de ferro (*specks*) em cinco pontos diferentes ao longo dos dois córregos. Cada atrator foi fixado em pontos equidistantes, delimitados a partir da largura do trecho fluvial, sendo um próximo de cada margem e um no centro do leito. Cada unidade amostral foi composta de três atratores (serapilheira, pedra e misto) permanecendo no ambiente por 30 dias consecutivos.

Macrofauna aquática do córrego Pedra Branca e do córrego Olhos D'água

Foram amostrados no levantamento diagnóstico 33 indivíduos de oito morfoespécies pertencentes a cinco famílias no córrego Pedra Branca. No córrego Olhos D'água foram amostrados 31 indivíduos de 18 morfoespécies pertencentes a 12 famílias (Tabela1). A riqueza de *taxa* foi diferente significativamente entre os córregos Pedra Branca (cPB) e o córrego Olhos D'água (cOD), onde o cOD apresentou maior riqueza de taxa em relação ao cPB ($p= 0,03753$, Figura 2). Em relação a abundância dos indivíduos encontrados em ambos os córregos não foi observada diferença significativa ($p= 0,8026$). Foram amostrados 33 indivíduos no córrego Pedra Branca e 31 no córrego Olhos D'água (Tabela 1).

Foi encontrada diferença significativa entre a composição dos taxa no córrego cPB e cOD (PERMANOVA: $p=0,045$; Figura3). As famílias Dryopidae, Elmidae e Haliplidae (Coleoptera) Tipulidae (Diptera), Baetidae (Ephemeroptera), Perlidae (Plecoptera), Hydropsychidae e Odontoceridae (Trichoptera) foram encontradas exclusivamente no diagnóstico do córrego Olhos D'água (Tabela 1). A família Ceratopogonidae (Diptera) foi encontrada exclusivamente no diagnóstico do córrego Pedra Branca (Tabela1). Já as famílias Chironomidae (Diptera), Leptophlebiidae (Ephemeroptera), Naucoridae (Hemiptera) e Gomphidae (Odonata) foram encontradas em ambos os córregos.

Tabela 1: Lista de *taxa* encontrados no levantamento diagnóstico no córrego Pedra Branca e no córrego Olhos D'água em Catalão, GO, Brasil.

Taxa	Córrego Pedra Branca	Córrego Olhos D'água
Coleoptera		
Dryopidae		x
Elmidae		x
Haliplidae		x
Diptera		
Ceratopogonidae	x	
Chironomidae	x	x
Tipulidae		x
Ephemeroptera		
Baetidae		x
Leptophlebiidae	x	x
Hemiptera		
Naucoridae	x	x
Odonata		
Gomphidae	x	x
Plecoptera		
Perlidae		x
Trichoptera		
Hydropsychidae		x
Odontoceridae		x
Abundância	33	31
Riqueza	8	18
Nº de famílias	5	12

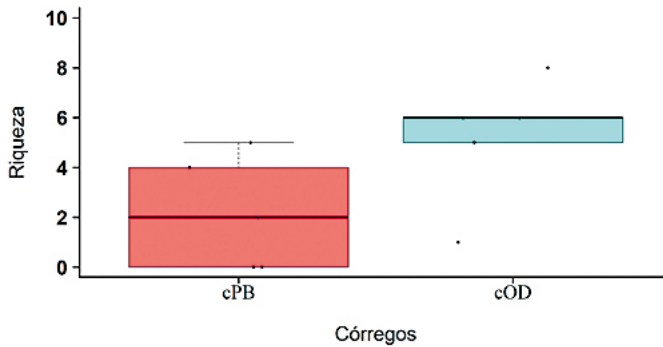


Figura 2. Riqueza de taxa no córrego Pedra Branca (cPB) e no córrego Olhos D'água (cOD) em Catalão, GO, Brasil.

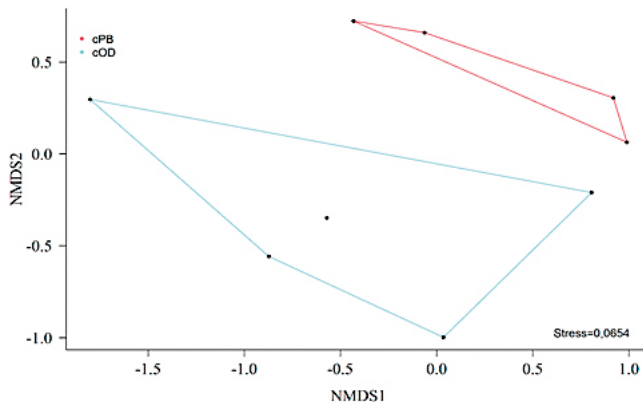


Figura 3: Ordenação (NMDS) da composição de taxa do córrego Pedra Branca (cPB) e do córrego Olhos D'água (cOD) em Catalão, GO, Brasil. PERMANOVA: p -valor=0,045.

Uso de atratores

Após a implementação dos atratores foram encontrados 213 indivíduos de 35 morfoespécies pertencentes a 18 famílias no córrego Pedra Branca. No córrego Olhos D'água foram amostrados 939 indivíduos de 66 morfoespécies pertencentes a 25 famílias (Tabela 2).

Foi observado um aumento de mais de 6 vezes na abundância de indivíduos, mais que 4 vezes a riqueza de morfoespécies e mais de 3,5 vezes o número de famílias com o uso dos atratores no córrego Pedra Branca. Em relação ao córrego Olhos D'água a abundância teve um aumento maior que 30 vezes, 3,5 vezes na riqueza de morfoespécies e em 2 vezes o número

Tabela 2: Taxa amostrados com a implementação de atratores no córrego Pedra Branca (cPB) e no córrego Olhos D'água (cOD) em Catalão, GO, Brasil.

Taxa	Córrego Pedra Branca	Córrego Olhos D'água
Coleoptera		
Curculionidae	x	x
Dryopidae	x	x
Elmidae	x	x
Haliplidae	x	x
Collembola		
Entomobryidae		x
Diptera		
Athericidae		
Ceratopogonidae	x	x
Chironomidae	x	x
Dixidae		x
Dryopidae		
Limoniidae	x	x
Stratiomyidae		x
Tipulidae	x	x
Ephemeroptera		
Baetidae		x
Caenidae		x
Leptophlebiidae	x	x
Hemiptera		
Naucoridae		x
Notonectidae	x	
Veliidae	x	
Odonata		
Calopterygidae		x
Coenagrionidae	x	x
Gomphidae	x	x
Libellulidae	x	x

Plecoptera		
Perlidae	X	X
Trichoptera		X
Ecnomidae		
Hydropsychidae	X	X
Hydroptilidae		X
Leptoceridae	X	X
Odontoceridae	X	X
Abundância	213	939
Riqueza	35	66
Nº de famílias	18	25

de famílias com o uso dos atratores (Tabela 2). A riqueza de taxa encontrada após a implementação dos atratores foi diferente entre cPB e cOD ($p=0.0019$). A riqueza amostrada com os atratores no cOD foi maior que a encontrada no cPB (Figura 4a). Em relação a abundância dos indivíduos amostrados com a implementação dos atratores também foi observada diferença significativa ($p=0,0003$). A abundância encontrada no cOD foi maior que a encontrada no cPB (Figura 4b).

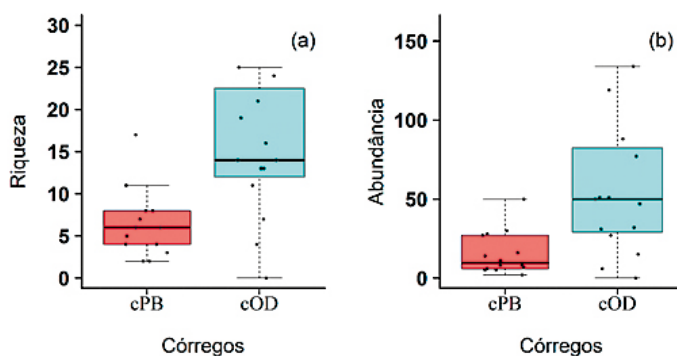


Figura 4: Riqueza e abundância de *taxa* no córrego Pedra Branca (cPB) e no córrego Olho D'água (cOD) em Catalão, GO, Brasil. (a) riqueza de taxa entre cPB e cOD. (b) abundância de indivíduos encontrados em cPB e cOD.

Foi encontrada diferença significativa entre a composição dos *taxa* nos atratores entre os córregos (PERMANOVA: $p=0,002$; Figura 5). As

famílias Curculionidae (Coleoptera), Notonectidae e Veliidae (Hemiptera) foram amostradas exclusivamente nos atratores em cPB (Tabela 2). As famílias Entomobryidae (Collembola), Athericidae, Dixidae e Stratiomyidae (Diptera), Baetidae e Caenidae (Ephemeroptera), Naucoridae (Hemiptera), Calopterygidae (Odonata) e Hydroptilidae (Trichoptera) foram encontradas somente nos atratores implementados no cOD. (Tabela 2).

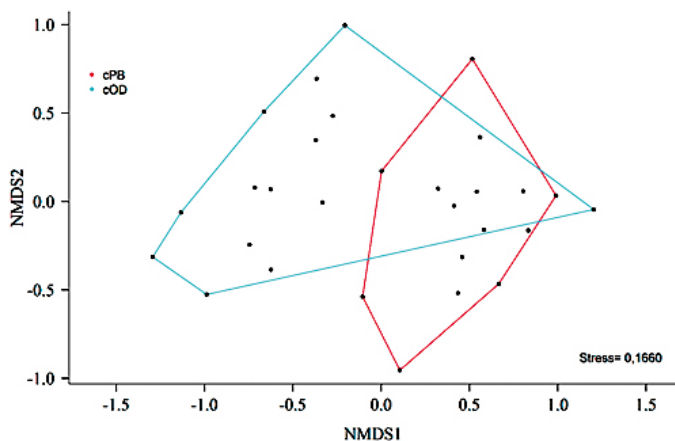


Figura 5: Ordenação (NMDS) da composição de taxa amostradas com a implementação dos atratores no córrego Pedra Branca (cPB) e no córrego Olho D'água (cOD) em Catalão, GO, Brasil.

Grupos funcionais mais importantes

Os principais grupos funcionais de alimentação (GFA) amostrados foram: coletor-catador, coletor-filtrador, fragmentador-detritívoro, fragmentador-herbívoros, predador, predador-engulidor, predador-perfurador e raspador. O GFA coletor-catador foi representado por alguns indivíduos das famílias Beatidae, Chironomidae e Elmidae, Leptophlebiidae. O GFA coletor-filtrador foi representado por indivíduos de Chironomidae e Hydropsychidae. O GFA fragmentador-detritívoro foi representado por espécimes da família Leptoceridae. Outro GFA, o de fragmentador-herbívoros, é representado por indivíduos de Chironomidae, alguns adultos de Elmidae e de Dryopidae. O grupo de predador foi representado pelas famílias de Odonata (Calopterygidae, Coenagrionidae e Gomphidae). O GFA predador-engulidor foi o grupo mais abundante composto por espécimes das famílias de Chironomidae, Gomphidae, Libellulidae, Naucoridae e

Perlidae. Outro grupo de predadores o predador-perfurador foi representado pela família Notonectidae. Por último, o GFA raspador foi composto por indivíduos das famílias de Elmidae, Leptophlebiidae e Odontoceridae.

Cada GFA apresentam características morfológicas e fisiológicas que os permitem alimentar de diferentes recursos, e assim, promover diferentes serviços ecossistêmicos no ambiente. O coletor-catador se alimenta de partículas de matéria orgânica fina em decomposição dos depósitos no substrato. O coletor-filtrador coleta partículas de matéria orgânica fina em suspensão na água. O fragmentador-detritívoro se alimenta de tecidos de plantas vasculares e madeira em decomposição, mastigam e brocam madeira e serapilheira do substrato. O fragmentador-herbívoro utiliza como recurso alimentar os tecidos vivos de macrófitas mastigando e minando os tecidos vegetais. O predador se alimenta de presas vivas. O predador-engulidor engole suas presas vivas por inteiro ou em partes. Já o predador-perfurador consomem suas presas perfurando e sugando seus fluidos. O grupo de raspador utiliza como recurso alimentar o perifíton, que são as algas que ficam aderidas ao substrato, raspando superfícies de pedras, madeiras e caules da vegetação.

Sugestões de manejo

O presente estudo mostrou que áreas de empréstimo degradadas podem ter grande influência no macrofauna bentônica de cursos d'água sob sua influência. A supressão da vegetação aliada à retirada das camadas superficiais do solo modificou o ciclo hídrico, reduzindo a recarga de aquíferos e ampliando o escoamento superficial. Esse aumento do fluxo laminar intensificou os processos erosivos. Fluxos canalizados levaram sedimentos para o córrego Pedra Branca, promovendo seu assoreamento e a perda de heterogeneidade. A homogeneização causada pelo assoreamento diminui a oferta de recursos de nichos alimentar afetando a estrutura da comunidade de macro invertebrados bentônicos.

Para mitigação do cenário encontrado no córrego Pedra Branca seria de extrema urgência a recuperação da cobertura vegetal da área de empréstimo à sua cabeceira. Com a reestruturação da cobertura vegetal e decorrente reestruturação do solo, diminuiriam os processos erosivos e o aporte de sedimentos para o leito do córrego. Essa medida também favoreceria uma maior taxa de infiltração e recarga de aquífero, que auxiliaria na produção de água para o córrego Pedra Branca, principalmente, durante a

estação seca do ano. Outra importante ação a curto prazo seria a instalação de coletores de sedimentos nas redes de drenagem assim como a sua manutenção. Grande parte das águas das chuvas são despejadas no leito do córrego Pedra Branca, assim como todo o sedimento transportado por elas. Seria necessário que essas estruturas aprisionassem parte dos sedimentos transportados por elas a fim de que não acumulassem no leito do córrego.

Outra medida a curto prazo seria investir no processo de retirada de parte do material encachado no leito do córrego Pedra Branca, contribuindo para o aumento do escoamento superficial do córrego, com redução do processo de assoreamento. Adicionalmente, a implantação de substratos artificiais ao longo de trechos dos rios para aumentar a heterogeneidade de fundo e recuperar os habitats aquáticos perdidos pelo assoreamento seria importante para a restauração da biodiversidade fluvial. Em nosso experimento os substratos tiveram uma diminuição de riqueza e abundância após o período de 30 dias, e por isso sugerimos uma recolocação de substratos após esse período. O aumento da heterogeneidade está associado ao aumento de populações de grupos chaves na cadeia alimentar para a reestruturação das interações ecológicas no córrego. Contudo com a tomada de todas as medidas sugeridas, o próprio ambiente possa se tornar sustentável e a adição e renovação de atratores passa a ser dispensável após a recuperação da bacia como um todo (recuperação da vegetação da área de empréstimo, recuperação do fluxo e desassoreamento do leito).

Referências Bibliográficas

- Allan, JD. 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257–284.
- Alves, MC, Nascimento, V, Souza, ZM. 2012. Recuperação em área de empréstimo usada para construção de usina hidrelétrica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 16, 887–893.
- Callisto, M, Esteves, FA. 1998. Biomonitoramento da macrofauna bentônica de Chironomidae (Diptera) em dois igarapés amazônicos sob influência das atividades de mineração de bauxita. *Oecologia Brasiliensis*, 5, 299-309.
- Elosegi, A, Sabater, S, 2013. Effects of hydromorphological impacts on river ecosystem functioning: A review and suggestions for assessing ecological impacts. *Hydrobiologia*, 712, 129-143.

- Ferreira, WR, Ligeiro, R, Macedo, DR, Hughes, RM, Kaufmann, PR, Oliveira, LG, Callisto, M. Is the diet of a typical shredder related to the physical habitat of headwater streams in the Brazilian Cerrado? In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 51, 115-127.
- Goulart, M, & Callisto, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, 1, 1-9.
- Hauer, C, Leitner, P, Unfer, G, Pulg, U, Habersack, H, Graf, W. 2018. The Role of Sediment and Sediment Dynamics in the Aquatic Environment. In: Schmutz, S, Sendzimir, J. (eds.) *Riverine Ecosystem Management. Aquatic Ecology Series*, 8. Springer, pp. 151-169.
- Kuhlmann, ML, Brandimarte, AL, Shimizu, GY, Anaya, M. Invertebrados Bentônicos como indicadores de impactos antrópicos sobre ecossistemas aquáticos continentais. In: Maia, NB, Barrella, HLMW. *Indicadores Ambientais: Conceitos e aplicações. EDUC/COMPED/INEP, São Paulo*. pp. 237-248.
- Lake, PS, Bond, N, Reich, P. 2007. Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology*, 52, 597-615.
- Ledec, G, Quintero, JD. 2003. Good Dams and Bad Dams: Environmental Criteria for Site Selection of Hydroelectric Projects. The World Bank, Latin America and Caribbean Region 1 Sustainable Development Working Paper, 16, 20.
- Leitão, RP, Zuanon, J, Villéger, S, Williams, SE, Baraloto, C, Fortunel, C, Mendonça, FP, Mouillot, D. 2016. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. *Proceedings of the Royal Society B*, 283, 20160084.
- Ligeiro, R, Hughes, RM, Kaufmann, PR, Macedo, DR, Firmiano, KR, Ferreira, WR, Oliveira, D, Melo, AS, Callisto, M. 2013. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. *Ecological Indicators*, 25, 45-57.
- Mondy, CP, Usseglio-Polatera, P. 2014. Using fuzzy-coded traits to elucidate the non-random role of anthropogenic stress in the functional homogenization of invertebrate assemblages. *Freshwater Biology*, 59, 584-600.
- Monteiro, TR, Oliveira, LG, Godoy, BS. 2008. Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP' à bacia do rio Meia Ponte-GO. *Oecologia Brasiliensis*, 12, 553-563.
- Moog, O, Schmutz, S, Schwarzingler, I. 2018. Biomonitoring and Bioassessment. In: Schmutz, S, Sendzimir, J. (eds) *Riverine Ecosystem Management. Aquatic Ecology Series*, 8. Springer, pp. 371-390.
- Morgan, RPC. 2005. Soil erosion and conservation. 3. ed. Australia: Blackwell Science Ltda. 304p.

- Strahler, AN. 1954. Quantitative geomorphology of erosional landscapes. In CR 19th International Geological Congress, Algiers, 341-354.
- Towsend, CR. 1989. The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of North American Benthological Society*, 8, 26-50.
- USEPA – United States Environmental Protection Agency. 2000. Principles for the ecological restoration of aquatic resources.
- Winemiller, KO, Alexander S, Flecker, AS, Hoeinghaus, DJ. 2010. Patch dynamics and environmental heterogeneity in lotic ecosystems. *Journal of North American Benthological Society*, 29, 84-99.
- Xiong, M, Sun R, Chen, L. 2019. A global comparison of soil erosion associated with land use and climate type. *Geoderma*, 343, 31–39.

Capítulo 9
Vertebrados registrados na área de influência da
Usina Hidrelétrica de Emborcação, Catalão, Goiás

*Joice Paiva Vidigal Martins¹, Marcela Fortes de Oliveira Passos²,
Caroline Farah Ziade³, Mauricio Silveira⁴, Maria Rita Silvério Pires¹,
Claudia Maria Jacobi (in memorian)⁵, Ludmilla Moura de Souza
Aguiar⁴ & Cristiano Schetini de Azevedo¹*

¹Laboratório de Zoologia dos Vertebrados,

Departamento de Biodiversidade, Evolução e Meio Ambiente,
Universidade Federal de Ouro Preto;

²Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada,
Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

³CEMIG, Companhia Hidrelétrica de Minas Gerais,
Belo Horizonte, MG.

⁴Departamento de Zoologia da Universidade de Brasília, Brasília, DF.

⁵Departamento de Biologia Geral,
ICB/Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.

Uma das maneiras de acelerar a recuperação de áreas degradadas é aumentar a frequência de sua ocupação por animais, pois as interações desses animais com as plantas são importantes para o processo de revegetação e para a germinação das sementes ingeridas e transportadas por eles. A atração da fauna vem sendo reconhecida como estratégia para a recuperação de áreas degradadas (Cross et al., 2019, Majer, 2009), uma vez que é responsável por vários serviços ecossistêmicos, exercendo um papel decisivo na aceleração do retorno das funções ecológicas para essas áreas (Wunderle, 1997). Já as áreas florestadas próximas às áreas degradadas são as principais fontes de sementes de plantas nativas e de animais dispersores que possam atuar na recuperação dessas áreas. Considerando os vertebrados, a intenção é atrair principalmente as espécies funcionalmente importantes, como as frugívoras, que tendem a defecar ou regurgitar sementes viáveis nas áreas degradadas, aumentando a velocidade da restauração dos serviços ecossistêmicos locais.

Por meio de um levantamento da fauna de interesse são conhecidas as espécies funcionalmente importantes. A questão seguinte é criar nú-

cleos com atributos capazes de atrair a fauna para a área em restauração, de modo a aumentar sua abundância e a possibilidade de aporte de sementes. Para tanto, diversas técnicas vêm sendo desenvolvidas, como as que utilizam poleiros artificiais e galharias para a atração de animais para áreas em recuperação.

Uma das técnicas para se aumentar a chuva de sementes sobre áreas degradadas é a utilização de poleiros artificiais (Guidetti et al., 2016, Vogel et al., 2018). A técnica de poleiros artificiais consiste na instalação de estruturas verticais de madeira, com poleiros em várias alturas, que ficam disponíveis para o pouso das aves. Em alguns casos, o poder de atração dos poleiros pode ser aumentado com a instalação de comedouros, ninhos e coberturas vegetais (Gagetti et al., 2016).

Outra técnica utilizada para a atração da fauna para áreas degradadas, especialmente mamíferos, é a transposição de galharias (Espíndola et al., 2003). Esta técnica consiste na utilização de resíduos da vegetação, como troncos e galhos, amontoados em núcleos. O propósito desses enleiramentos na recuperação de áreas degradadas é a criação de microhabitats úmidos, sombreados, com temperaturas mais amenas do que a área de entorno. Assim, as galharias podem atrair animais, pois constituem abrigo, refúgio e até fonte de alimento. A sucessão faunística promovida nos núcleos criados pela implementação das galharias tende a incluir desde espécies decompositoras, como cupins, pequenos vertebrados, como os roedores, anfíbios e serpentes, e até mamíferos de médio porte. As espécies que se aproximam ou se abrigam na galharia favorecem a sucessão da vegetação, por dispersarem sementes por onde passam.

Aves e mamíferos são grupos vertebrados que normalmente apresentam diversas espécies funcionalmente importantes. As aves, por exemplo, são conhecidas como boas dispersoras de sementes (Heleno et al., 2011, Lavabre et al., 2016). Em áreas degradadas, principalmente as aves onívoras realizam esse papel, pois tem o hábito de transitar entre fragmentos florestais e áreas degradadas, além de apresentarem uma variedade maior na composição da sua alimentação, podendo ingerir frutos e invertebrados. Aves frugívoras, caso ocorram, também serão responsáveis pelo carreamento de sementes. O problema é que normalmente essas aves são as que desaparecem primeiro das áreas degradadas, especialmente as frugívoras de grande porte (Gomes et al., 2008, Morante-Filho et al., 2015).

Os poleiros artificiais são capazes de atrair aves, pois funcionam como áreas de pouso, descanso, vigilância e canto (de Andrade Igua-temy et al., 2020, Zagorski & Swihart, 2020). Ao utilizarem os poleiros, as aves têm grande chance de defecarem no local. Se forem aves frugívoras, poderão defecar sementes nas áreas degradadas, aumentando as chances de regeneração da vegetação. Dessa forma, os poleiros podem atuar como áreas-núcleo de revegetação, já que concentrariam uma maior chuva de sementes.

Os mamíferos também têm papel importante na recuperação de áreas degradadas, pois são considerados um dos grupos mais importantes de vertebrados dispersores de sementes na região tropical (Corlett, 2017, Jordano, 2009). Portanto, desempenham um papel importante na dispersão e predação de sementes, assim como na distribuição, abundância e recrutamento de numerosas espécies de plantas (Beck, 2006, Clark & Clark, 1989, Fleming & Heithaus, 1981). Sendo assim, a presença ou a ausência desse grupo afeta a estrutura e composição de florestas.

O uso de galharias para a atração de mamíferos é uma técnica interessante, pois envolve baixo custo de instalação e não demanda manutenção, uma vez que todo o material empregado na sua construção pode ser obtido da poda de árvores. Assim, essa técnica tem grande potencial na aceleração dos processos de revegetação e refaunação para a recuperação de extensas áreas degradadas. Contudo, a eficácia dessa técnica na atração da fauna ainda não foi comprovada.

Dentre os mamíferos, o grupo dos morcegos se destaca no âmbito da restauração ambiental. Morcegos frugívoros da região neotropical são conhecidos por consumirem grande quantidade de frutos de espécies de plantas arbustivas e arbóreas pioneiras. São denominadas pioneiras as espécies de plantas mais aptas a colonizar novas áreas. Essas plantas formam um pequeno grupo funcional de árvores e arbustos caracterizados pela incapacidade de persistir como mudas nas áreas sombreadas do sub-bosque das florestas (Muscarella & Fleming, 2007). Além dos itens componentes da dieta, outra característica importante dos morcegos é poderem se deslocar por grandes distâncias durante uma mesma noite (Trevelin et al., 2013, Aguiar et al., 2014). Essa habilidade favorece enormemente a dispersão das sementes dos frutos consumidos por ambientes diferentes. Essas características, em conjunto com a abundância dos morcegos, fazem com

que os morcegos frugívoros neotropicais sejam eficientes agentes na recuperação de áreas degradadas.

A maioria das espécies de morcegos é generalista, ou seja, se alimenta de vários tipos de recursos. Embora sejam primariamente frugívoros, nec-tarívoros ou insetívoros, os morcegos também podem consumir outros tipos de recursos (Munin et al., 2012, Muñoz-Lazo et al., 2019). Esse grande repertório de itens alimentares faz com que as espécies mais generalistas desempenhem importante papel no processo de recuperação de áreas degradadas, pois por serem atraídas por uma variedade maior de recursos e tenderem a dispersar uma maior variedade de plantas.

Além desse importante papel na restauração de habitats degradados, os morcegos também atuam como indicadores de alterações ambientais. A comunidade de morcegos pode responder tanto à perturbações locais no habitat, tais como, desmatamento, fogo, uso pelo gado entre outras (Gonçalves et al., 2017, Ramos Pereira et al., 2018, Santos et al., 2020), quanto à mudanças em escala de paisagem, como a cobertura vegetal ou distância de remanescentes de vegetação nativa (Muylaert et al., 2016). Esse efeito da paisagem pode fazer com que habitats localmente similares tenham comunidades de morcegos substancialmente distintas. Os efeitos da paisagem, como a quantidade e distância dos remanescentes, podem ser mais importantes que as técnicas de restauração em si (Reid et al., 2015).

Neste capítulo serão listadas as espécies de aves, mamíferos terrestres e mamíferos voadores (morcegos) que foram registradas, tanto na área degradada do PRAD (Plano de Recuperação de Área Degradada) da Usina Hidrelétrica de Emborcação (UHE Emborcação; Catalão, Goiás), quanto nos remanescentes florestais próximos, que são as áreas de referência, possíveis fontes de vertebrados visitantes da área degradada. Conhecendo as espécies da região, foram avaliadas suas respectivas guildas tróficas, identificando quais foram as mais comuns em ambas as áreas. Adicionalmente serão apresentados os resultados de duas técnicas de nucleação, poleiros artificiais e galharias, na atração de aves e mamíferos terrestres para a área degradada.

Avifauna

Foram instalados poleiros artificiais em uma área degrada pertencente à Usina Hidrelétrica de Emborcação, na região de Catalão, Goiás, e registradas as aves que utilizaram esses poleiros artificiais. A avifauna presente

nos remanescentes florestais próximos da área degradada também foi levantada, sendo avaliados os grupos tróficos as quais as espécies pertenciam.

Para a execução do estudo foram utilizados nove transectos lineares, localizados em três módulos dentro da área degradada (três transectos em cada módulo). Em cada módulo foram instalados 12 poleiros artificiais (Figura 1a), distribuídos em dois transectos; o terceiro transecto não continha poleiros e foi utilizado como área controle. Os poleiros artificiais se encontravam equidistantes 15m entre si e os transectos estavam equidistantes 50 metros entre si. Três fragmentos florestais adjacentes à área degradada, denominados de áreas de referência, foram amostrados para avaliação de seus papéis como fonte de sementes e aves. Nesses fragmentos foram armadas 20 redes de neblina (dimensões 12m x 2,5m, malha 20 mm) para levantamento das aves de sub-bosque (Figura 1b). As aves foram classificadas quanto as suas guildas tróficas baseado em literatura específica (Sick, 1997).



Figura 1: A) Poleiros instalados na área degradada e utilizados para a atração de aves e sementes para restauração ambiental; B) Redes de neblina instaladas nos fragmentos de mata ao redor da área degradada de estudo.

Foram registradas na área de estudo 43 espécies de aves, representando 18 famílias e seis ordens. Desse total, 14 espécies foram avistadas utilizando os poleiros na área degradada e 32 utilizando as áreas de referência, sendo que, apenas três espécies foram comuns a essas duas áreas (Tabela 1). A avifauna registrada utilizando os poleiros artificiais, portanto, representou apenas 21,43% da avifauna registrada nos fragmentos florestais de referência.

Tabela 1: Espécies de aves e suas respectivas guildas tróficas registradas usando os poleiros artificiais (PA) instalados na área degradada e capturadas por redes de neblina nas áreas de referência (AR) entre os anos de 2019 e 2021. GRA: granívoro; FRU: frugívoro; INS: insetívoro; ONI: onívoro; CAR: carnívoro. Nas espécies pertencentes a mais de uma guilda, a primeira guilda é a principal.

Ordem	Família	Espécie	Nome popular	Guilda trófica		Registro	
				PA	AR	PA	AR
Columbiformes	Columbidae	<i>Patagioenas picazuro</i>	Asa-branca	GRA/FRU		X	X
		<i>Claravis pretiosa</i>	Pararu-azul	GRA/FRU		X	X
		<i>Leptotila verreauxi</i>	Juriti-pupu	GRA/FRU		X	X
Falconiformes	Falconidae	<i>Falco sparverius</i>	Quiriquiri	INS/CAR		X	X
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Rupornis magnirostris</i>	Gavião-carijó	CAR		X	X
Piciformes	Picidae	<i>Colaptes campestris</i>	Pica-pau-do-campo	INS		X	X
		<i>Veniliornis passerinus</i>	Pica-pau-pequeno	INS		X	X
Galbuliformes	Galbulidae	<i>Celeus flavescens</i>	Pica-pau-de-cabeça-amarela	INS		X	X
		<i>Galbula ruficauda</i>	Ariramba	INS		X	X
		<i>Nonnula rubecula</i>	Macuru	INS		X	X
Passeriformes	Dendrocolaptidae	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	Arapaçu-do-cerrado	INS		X	X
		<i>Sittasomus griseicapillus</i>	Arapaçu-verde	INS		X	X
Furnariidae	Parulidae	<i>Clibanornis rectirostris</i>	Fura-barreira	INS		X	X
		<i>Bastileuterus culicivorus</i>	Pula-pula	INS		X	X
Pipridae	Pipridae	<i>Myioblyptis flaveola</i>	Canário-do-mato	INS/FRU		X	X
		<i>Neopelma pallescens</i>	Fruxu-do-cerradão	INS/FRU		X	X
		<i>Pipra fasciicauda</i>	Uirapuru-laranja	FRU/INS		X	X
Antilophidae	Antilophidae	<i>Antilophia galeata</i>	Soldadinhos	FRU/INS		X	X
		<i>Chiroxiphia caudata</i>	Tangará	ONI		X	X

Platyrinchidae	<i>Platyrinchus mystaceus</i>	Patinho	INS	X
Rhynchocyclidae	<i>Corythopsis delalandi</i>	Estalador	INS	X
Thraupidae	<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	Cabeçudo	INS	X
	<i>Saltatricula atricollis</i>	Batuqueiro	INS/GRA	X X
	<i>Sporophila nigricollis</i>	Baiano	GRA	X X
	<i>Sporophila plumbea</i>	Patativa	GRA	X
	<i>Sporophila</i> sp.	Papa-capim	GRA	X
	<i>Eucometis penicillata</i>	Pipira-da-taoca	FRU/INS	X
	<i>Tangara cayana</i>	Saíra-amarela	FRU/INS	X
	<i>Coryphospingus cucullatus</i>	Tico-tico-rei	INS	X
	<i>Coryphospingus pileatus</i>	Tico-tico-rei-cinza	INS	X
	<i>Sicalis flaveola</i>	Canário-da-terra	GRA	X
	<i>Volatinia jacarina</i>	Tiziu	GRA	X
Troglodytidae	<i>Pheugopedius gemibarbis</i>	Garrincho-pai-avô	INS	X
Turdidae	<i>Turdus leucomelas</i>	Sabiá-barranco	INS/FRU	X
Tyrannidae	<i>Myiarchus ferox</i>	Maria-cavaleira	INS	X
	<i>Myiodynastes maculatus</i>	Bem-te-vi-rajado	INS	X
	<i>Casiornis rufus</i>	Maria-ferrugem	INS	X
	<i>Lathrotriccus euleri</i>	Enferrujado	INS	X
	<i>Camplostoma obsoletum</i>	Risadinha	INS	X X
	<i>Myiophobus fasciatus</i>	Filipe	INS	X
	<i>Empidonomus varius</i>	Petiteca	INS	X
Hirundinidae	<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	Andorinha-serradora	INS	X
Passerelidae	<i>Ammodramus humeralis</i>	Tico-tico-do-campo	GRA	X

Dentre as 14 espécies registradas, seis eram granívoras, cinco insetívoras, uma espécie era insetívora/granívoras, uma espécie carnívora/insetívora e uma carnívora (Tabela 1). Espécies frugívoras foram registradas apenas nas áreas florestadas de referência.

A composição e característica das espécies registradas utilizando os poleiros artificiais na área degradada refletiram o ambiente pouco vegetado dessa área. É esperado que em áreas degradadas a guilda alimentar mais frequente seja a dos insetívoros, uma vez que insetos são encontrados em abundância nessas áreas (Lojka et al., 2011, Tsutsui et al., 2018). Além disso, as espécies granívoras também são esperadas, já que a vegetação dessas áreas costuma ser predominantemente formada por capins (Alexandrino et al., 2019, Bain et al., 2020), como na área estudada. Aves frugívoras não foram registradas utilizando os poleiros artificiais, mas foram capturadas pelas redes de neblina nas áreas de referência. Das espécies frugívoras observadas, especialmente os columbídeos e os traupídeos têm potencial para utilização dos poleiros, já que várias dessas espécies também ocorrem em áreas abertas (Sick, 1997). Assim, apesar de nunca registradas, pode ser que os poleiros venham a ser explorados por espécies frugívoras da região, podendo contribuir com o aumento da chuva de sementes na área degradada, auxiliando na recuperação da vegetação no local.

Mamíferos terrestres

Baterias de galharias (Figure 2a) foram instaladas na área degradada da UHE Emborcação para avaliação de sua eficácia na atração de mamíferos não voadores dispersores de sementes. Nas áreas florestais de referência do entorno, armadilhas do tipo Sherman (Figure 2b) foram utilizadas para a amostragem dos pequenos mamíferos.



Figura 2: A) A imagem de uma das Galharias (1m³) utilizada no presente estudo. B) Armadilhas Sherman utilizadas para amostragem da fauna de pequenos mamíferos.

Para avaliar a eficiência da técnica de galharias na atração de mamíferos, a área de estudo foi dividida em três módulos, sendo um na área referência e dois na área degradada. Cada módulo consistia em três transectos lineares de 75m de extensão, sendo cada transecto dividido em seis parcelas equidistantes 15m umas das outras. Na área de referência, as parcelas foram utilizadas como locais para colocação de armadilhas para amostragem de pequenos mamíferos. Os transectos da área degradada foram instalados paralelos um ao outro, mantendo 50m de distância entre eles, havendo em cada módulo um transecto controle, que não apresentava galharias, e dois transectos-teste, que continham galharias de 1m³ localizadas no centro de cada uma das seis parcelas (Figura 3). A cada campanha eram inseridas duas unidades de armadilha para amostragem de pequenos mamíferos em cada parcela, totalizando 108 armadilhas. Para tanto, foram utilizadas armadilhas do tipo Sherman, iscadas com uma mistura de sardinha, banana, amendoim e fubá. Também foi avaliada a eficiência das galharias na atração de mamíferos de médio e grande porte por meio da procura de pegadas e fezes desses animais ao longo dos transectos com e sem galharia. Ao todo, foram sete campanhas realizadas entre os anos de 2018 e 2020.

Para o levantamento dos mamíferos de médio e grande porte que utilizam a área do PRAD e seu entorno foram instaladas três armadilhas fo-

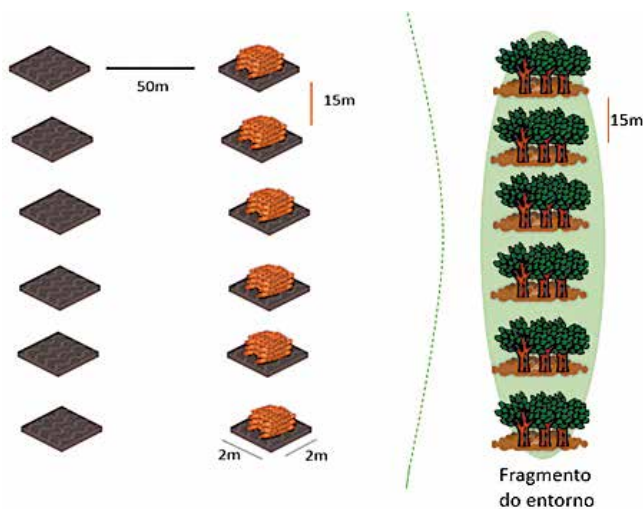


Figura 3. Representação da estrutura de cada módulo. Transectos, parcelas e galharias utilizados no estudo da atração de mamíferos para áreas degradadas a partir da técnica nucleadora de galharias.

tográficas (câmeras-trap), que ficaram ativas por quatro meses. Elas foram inseridas em transectos que representavam os diferentes tratamentos (sem galharia, com galharia) e na área florestada próxima. Também foi utilizada a metodologia de busca ativa e procura por pegadas e fezes. A busca se dava percorrendo a estrada principal que contorna a área de estudo. Essa atividade tinha início às 16 horas e foi realizada uma vez por campanha. Encontros casuais com animais também foram contabilizados.

Sete espécies de pequenos mamíferos foram amostradas por meio das armadilhas Sherman. As espécies encontradas foram classificadas quanto as suas guildas tróficas em: uma espécie frugívora, uma granívora, quatro onívoras e uma espécie representando a guilda insetívora/herbívoras (Tabela 2).

Foram registradas 13 espécies de mamíferos de médio e grande porte na área do PRAD e seu entorno (Tabela 2). A análise das respectivas guildas tróficas revelou que oito delas eram onívoras, mas nenhuma era especialista no consumo de frutos (Tabela 2). Apesar de ter sido observada apenas uma espécie frugívora, estavam presentes na área de estudo ao menos oito espécies onívoras, que incluem frutos em sua alimentação, podendo, portanto, auxiliar na função de revegetação de áreas degradadas.

As galharias não foram eficientes em cumprir o papel de atrair a fauna de mamíferos para a área degradada. Os valores de riqueza, abundância e composição de pequenos mamíferos das áreas onde foram construídas as galharias não foram diferentes dos encontrados na área degradada onde nenhuma técnica foi implantada (Figura 4). Com relação aos médios e grandes mamíferos, encontramos fezes próximos as galharias em duas amostragens, sendo ambas de lobo-guará *Chrysocyon brachyurus*. Apesar do esforço de observação, não foram encontrados outros vestígios da presença de mamíferos, como ninhos, pelos ou pegadas nas parcelas, nem no entorno delas.

O tamanho da área ocupada pela galharia e seu formato são fatores importantes a serem investigados, seja visando tanto a sucessão vegetacional, quanto sucessão faunística. Além disso, apesar de degradada, a área era quase totalmente ocupada por touceiras de gramíneas exóticas, capazes de fornecer abrigo, não sendo as galharias o único recurso disponível nesse sentido. Assim, abrigo e refúgio ofertados pela galharia podem não ter sido suficientes para a atração dos mamíferos para a área degradada da maneira com que foram ofertadas, mas talvez se tornassem mais atrativas caso fosse associado a elas algum outro recurso, como o alimentar.

Tabela 2: Grupos tróficos dos mamíferos não-voadores da área do PRAD e seu entorno e a metodologia de amostragem utilizada (CT: câmera-trap, EV: encontro visual, Sherman: armadilhamento Sherman e P: pegadas).

Espécie	Nome popular	Grupo trófico	Amostragem
Pequenos mamíferos			
<i>Calomys cf. expulsos</i>	Rato-do-mato	Granívoro	Sherman
<i>Oecomys cf. bicolor</i>	Rato-da-árvore	Insetívoro/Herbívoro	Sherman
<i>Necomys lasiurus</i>	Rato-do-rabo-peludo	Onívoro	Sherman
<i>Hylaeamys megacephalus</i>	Rato-do-mato	Frugívoro	Sherman
<i>Oligorizomys</i> sp	Rato-do-arroz	Onívoro	Sherman
<i>Gracilinanus agilis</i>	Cuica	Onívoro	Sherman
<i>Didelphis albiventris</i>	Gambá	Onívoro	Sherman
Médios e grandes			
<i>Mazama gouazoubira</i>	Veado-catingueiro	Herbívoro	CT, EV
<i>Puma concolor</i>	Onça-parda	Carnívoro	EV
<i>Leopardus pardalis</i>	Jaguaritica	Carnívoro	CT
<i>Procyon cancrivorus</i>	Guaxinim/Mão-pelada	Onívoro	P
<i>Nasua nasua</i>	Quati	Onívoro	P
<i>Conepatus semistriatus</i>	Jaritataca	Onívoro	P
<i>Lycalopex vetulus</i>	Raposa-do-campo	Onívoro	EV
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Lobo-guará	Onívoro	CT, EV, P
<i>Mymecophaga tridactyla</i>	Tamanduá-bandeira	Insetívoro	CT, EV, P
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá-mirim	Onívoro	CT, EV, P
<i>Callithrix penicillata</i>	Mico-estrela	Insetívoro	EV
<i>Sapajus libidinosus</i>	Macaco-prego	Onívoro	EV
<i>Dasyus novemcinctus</i>	Tatu-galinha	Onívoro	EV
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Tapiti	Herbívora	EV

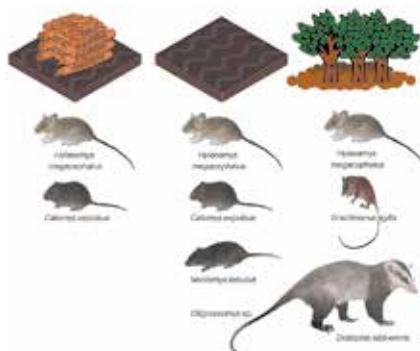


Figura 4: Resumo da composição da fauna de pequenos mamíferos nas áreas de amostragem: com galharia, sem galharia e área de referência.

As áreas de referência apresentaram um maior número de espécies e de indivíduos de pequenos mamíferos, provavelmente refletindo uma maior heterogeneidade do ambiente, com uma maior cobertura vegetal, sombreamento e umidade nessas áreas. Esse resultado reforça o fato de que o emprego da técnica de galharia não foi eficiente na atração da fauna de mamíferos para a área degradada.

Mamíferos voadores (morcegos)

Foram caracterizadas a dieta e movimentação da fauna de morcegos nos remanescentes florestais (áreas de referência) da região de estudo. Foram coletados os morcegos que ocorriam na área degradada e avaliado o efeito dos recursos alimentares (frutos e recursos florais) na atração desse grupo de mamíferos para essa área.

Entre novembro de 2018 e janeiro de 2021 foram coletados morcegos em nove sítios amostrais nas áreas de referência do reservatório da UHE Emborcação, utilizando oito redes de neblina de 12 por 2,5 metros. As redes foram abertas ao pôr do sol e fechadas seis horas depois. Os morcegos capturados foram mantidos em sacos de pano por aproximadamente uma hora para que defecassem. Depois, foram identificados, marcados com anilha numerada em série e soltos no mesmo local da captura. As fezes coletadas foram mantidas em envelopes de papel vegetal, levadas para o laboratório e identificadas por comparação com uma coleção de sementes de referência.

Três dos nove sítios amostrados eram fragmentos de vegetação nativa, considerados áreas de referência, e estavam a uma distância de mais de 500 metros da área diretamente degradada pela retirada de solo para a construção do reservatório. Outros três sítios eram remanescentes de vegetação nativa em contato com a área diretamente degradada e os outros últimos três sítios eram localizados dentro da área diretamente degradada. Dentro da área degradada as redes de neblina foram armadas próximas às espécies arbustivas e arbóreas que oferecessem algum recurso como frutos ou flores para morcegos frugívoros e nectarívoros. Foi calculada a riqueza média de espécies capturadas em cada ambiente, comparada a composição de espécies entre os ambientes e ordenada a comunidade dos sítios por uma análise de escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) (Borcard et al., 2011). Por meio da análise das amostras fecais, foram identificadas quais espécies de frutos os morcegos da área estavam consumindo. Com os

dados de captura, marcação e recaptura foram obtidas informações sobre o deslocamento das espécies, assim como o potencial dos morcegos para utilizarem a área degradada e trazerem espécies vegetais para a recolonizarem.

Ao longo de 34 noites de coleta foram capturados 263 indivíduos de 19 espécies (Tabela 3). As espécies mais capturadas foram três frugívoras, *Carollia perspicillata*, *Artibeus planirostris* e *Platyrrhinus lineatus* e uma nectarívora, *Glossophaga soricina*. Embora *G. soricina* seja uma espécie primariamente nectarívora, ela consumiu ao menos quatro diferentes espécies de frutos na área de estudo. *Glossophaga soricina* e a espécie onívora *Phyllostomus discolor* foram capturadas dentro da área degradada, ao visitarem as flores de um pequizeiro (*Caryocar brasiliense*). Nas amostras fecais dessas duas espécies havia sementes de *Cecropia pachystachya* e *Piper tuberculatum*, duas espécies pioneiras. Esse dado reforça a importância de serem usadas as espécies de plantas que oferecem recursos para a fauna como uma forma de acelerar a recuperação de áreas degradadas (Garcia et al., 2000, Bianconi et al., 2012, Ragusa-Netto & Santos, 2015).

Outra espécie de morcego registrada na área degradada foi *A. planirostris*. Os indivíduos foram recapturados na área degradada, após serem capturados nos remanescentes de vegetação nativa, indicando uma movimentação dos morcegos entre esses ambientes. A base da dieta frugívora dessa espécie também está nos frutos de espécies de plantas pioneiras como *C. pachystachya* e espécies de *Piper*, além de espécies de *Ficus*. A alta abundância relativa da espécie indica como ela é importante para a dispersão de sementes nessa área degradada. Além de *A. planirostris*, outras quatro espécies de morcegos apresentaram dados de recaptura (Tabela 3), com distâncias de recaptura que variaram de zero a 1500 metros, com uma média de 444 metros. Embora seja esperado que espécies maiores de morcegos tenham uma área de uso maior e, conseqüentemente, uma maior distância média de recaptura (Bernard & Fenton, 2003, Meyer & Kalko, 2008), não foi observado esse padrão provavelmente devido ao baixo número de recapturas de algumas espécies.

Independente da maior proximidade com a área degradada, a comunidade de morcegos dos remanescentes florestais foi mais similar às áreas de referência, tanto em relação à riqueza (Figura 5) quanto em relação a composição de espécies (Figura 6). As áreas de vegetação nativa, tanto dos remanescentes quanto das áreas de referência, foram caracterizadas pela

alta diversidade funcional, com espécies de diversas guildas tróficas. As poucas espécies de morcegos registradas na área degradada eram generalistas, além de frugívoros e nectarívoros de hábitos mais oportunistas, que possivelmente visitavam essa área atraídos por recursos isolados, como indivíduos de *C. pachystachya* (Embaúba) e *C. brasiliensis* (Pequi).

Tabela 3. Espécies e respectivas guildas tróficas dos morcegos capturados entre os anos de 2019 e 2021, em áreas de referência (AR), em remanescentes próximos a área degradada (RE) e na área diretamente degradada (AD), além da distância média entre as recapturas [DR (nº de recapturas)], em metros. Guildas [baseado em kalko et al. (1996)]: AC: animalívoro caçador, FR: frugívoro, GE: generalista, IA: insetívoro aéreo, NE: nectarívoro.

Família	Subfamília	Espécie	Ambiente				Total	DR
			Guilda	AR	RE	AD		
Phyllostomidae								
Micronycterinae								
		<i>Micronycteris microtis</i>	AC	1	2	0	3	-
Phyllostominae								
		<i>Gardnerycteris crenulatum</i>	AC	1	0	0	1	-
		<i>Lophostoma brasiliense</i>	AC	4	8	0	12	-
		<i>Phyllostomus discolor</i>	GE	7	1	8	16	-
Glossophaginae								
		<i>Anoura caudifer</i>	NE	4	3	1	8	-
		<i>Glossophaga soricina</i>	NE	6	20	5	31	0 (1)
Carollinae								
		<i>Carollia perspicillata</i>	FR	47	39	0	86	243 (6)
Stenodermatinae								
		<i>Artibeus lituratus</i>	FR	3	1	0	4	-
		<i>Artibeus obscurus</i>	FR	1	0	0	1	-
		<i>Artibeus planirostris</i>	FR	17	20	2	39	345 (2)
		<i>Artibeus cinereus</i>	FR	2	5	0	7	1500 (1)
		<i>Chiroderma doriae</i>	FR	1	1	0	2	-

Platyrrhinus incarum	FR	3	6	0	9	-
Platyrrhinus lineatus	FR	12	18	0	30	0 (1)
Sturnira lilium	FR	15	2	0	17	-
Vampyressa pusilla	FR	1	1	0	2	-
Molossidae						
Molossinae						
Molossops temminckii	IA	1	0	0	1	-
Molossus molossus	IA	1	0	0	1	-
Vespertilionidae						
Myotinae						
Myotis sp.	IA	4	3	0	7	-

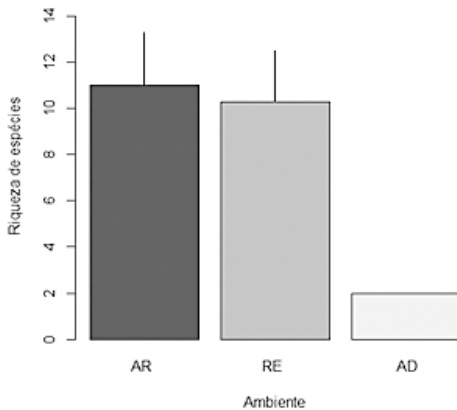


Figura 5: Riqueza média de espécies de morcegos nos diferentes ambientes. AR=Área de Referência, RE= Remanescentes e AD=Área degradada. As barras verticais representam o desvio padrão da média.

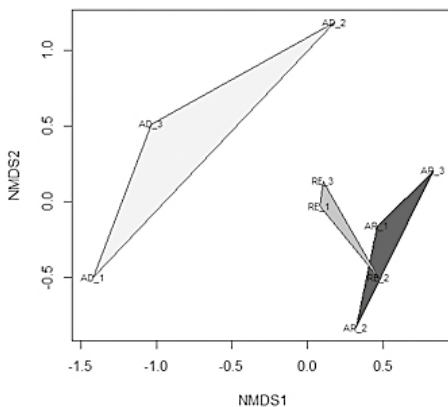


Figura 6: Ordenação pelo método de NMDS, das comunidades de morcegos capturados nos diferentes sítios amostras dos três ambientes estudados. AR=Área de Referência, RE= Remanescentes e AD=Área degradada.

Além da maior diversidade funcional, os ambientes de vegetação nativa também mostraram uma maior dominância do morcego *Carollia perspicillata*, ausente na área degradada. A ausência dessa espécie na área degradada se deve, possivelmente, a ausência de plantas do gênero *Piper*, que é o principal recurso alimentar de *C. perspicillata* em toda sua distribuição (Saldaña-Vázquez et al., 2013). Outra espécie de morcego frugívoro que ocorreu em todos os sítios de vegetação nativa e não foi registrado na área degradada é *Platyrrhinus lineatus*. Embora *C. perspicillata* e *P. lineatus* possam ser consideradas espécies oportunistas, que se adaptam a uma grande variedade de ambientes (Gorresen & Willig, 2004, Oliveira et al., 2017, Mendes et al., 2017), o impacto ambiental causado pela remoção do solo alterou profundamente o ecossistema da área, tornando-a inadequada para diversas espécies. *A. planirostris* e *G. soricina* tem uma distribuição mais homogênea entre os ambientes, mesmo que com menor abundância relativa na área degradada.

Sugestões de manejo

Não se pode descartar a importância e eficiência de poleiros artificiais para recuperação de áreas degradadas, porém essa técnica deve ser utilizada em conjunto com outras ações, especialmente se forem detectados problemas relacionados ao solo da área a ser recuperada. No presente estudo foram encontrados problemas com a qualidade do solo local (ver capítulo 5). Assim, mesmo que os poleiros artificiais aumentem a chuva de sementes da área, as sementes teriam sua capacidade de germinação e estabelecimento diminuídas. Portanto, para que os poleiros artificiais sejam eficazes na área, deve-se associá-los às ações de recuperação do solo, seguido por uma transposição de topsoil e o plantio de espécies frutíferas. Dessa maneira, a instalação de poleiros artificiais pode se tornar uma boa ferramenta para a nucleação e aceleração do processo de sucessão ecológica.

As galharias devem ser maiores e mais volumosas, de modo a promover um refúgio ou abrigo mais robusto. O plantio de arbustos zoocóricos junto as galharias ou o oferecimento de recursos alimentares junto às galharias deve ser testado como alternativa para potencializar a atração da fauna. É necessário melhorar o solo e controlar a vegetação exótica para que a germinação das sementes dispersadas pela fauna tenha sucesso em seu estabelecimento. Possivelmente, com essas melhorias, a incorporação de matéria orgânica oferecida pela galharia poderia potencializar o sucesso dos regenerantes.

As diferenças na riqueza e composição de espécies entre os ambientes degradado e florestal de referência evidenciam o profundo impacto que a remoção do solo teve sobre a fauna de morcegos. No entanto, o potencial dos morcegos na deposição de sementes na área degradada foi comprovado, especialmente das espécies mais oportunistas e generalistas. A movimentação observada entre a área degradada e as áreas florestadas próximas, a observação de sementes em suas fezes e o uso dos recursos florais ou frutos disponibilizados na área degradada confirmam que os indivíduos estão dispersando sementes e ajudando na regeneração da área degradada.

Portanto, apesar do grande potencial de dispersão de sementes na área degradada, principalmente por aves e morcegos, a efetividade da atração por poleiros e galharias deve aumentar caso sejam associados à atrativos, como recursos alimentares, e a efetividade da germinação das sementes e do estabelecimento das novas plântulas trazidas pelos animais aumentará significativamente se associadas à recuperação das camadas mais superficiais do solo na região de estudo.

Referências Bibliográficas

- Aguiar, LMS, Bernard, E, Machado, RB. 2014. Habitat use and movements of *Glossophaga soricina* and *Lonchophylla dekeyseri* (Chiroptera : Phyllostomidae) in a Neotropical savannah. *Zoologia*, 31, 223–229. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702014000300003>
- Alexandrino, ER, Buechley, ER, Forte, YA, Cassiano, CC, Ferraz, KMPMB, Ferraz, SFB, Couto, HTZ, Sekercioglu, CH. 2019. Highly disparate bird assemblages in sugarcane and pastures: Implications for bird conservation in agricultural landscapes. *Neotrop. Biol. Conserv.* 14, 169–194. <https://doi.org/10.3897/neotropical.14.e37602>
- Bain, GC, MacDonald, MA, Hamer, R, Gardiner, R, Johnson, CN, Jones, ME. 2020. Changing bird communities of an agricultural landscape: Declines in arboreal foragers, increases in large species. *R. Soc. Open Sci.* 7. <https://doi.org/10.1098/rsos.200076>
- Beck, H. 2006. A review of peccary-palm interactions and their ecological ramifications across the neotropics. *J. Mammal.* 87, 519–530. <https://doi.org/10.1644/05-MAMM-A-174R1.1>
- Bernard, E, Fenton, MB. 2003. Bat Mobility and Roosts in a Fragmented Landscape in Central. *Biotropica* 35, 262–277.
- Bianconi, GV, Suckow, UMS, Cruz-Neto, AP, Mikich, SB. 2012. Use of Fruit Essential

- Oils to Assist Forest Regeneration by Bats. *Restor. Ecol.* 20, 211–217. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00751.x>
- Borcard, D, Gillet, F, Legendre, P. 2011. Numerical Ecology with R, Numerical Ecology with R. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-7976-6>
- Clark, DB, Clark, DA. 1989. The Role of Physical Damage in the Seedling Mortality Regime of a Neotropical Rain Forest. *Oikos* 55, 225. <https://doi.org/10.2307/3565426>
- Corlett, RT. 2017. Frugivory and seed dispersal by vertebrates in tropical and subtropical Asia: An update. *Glob. Ecol. Conserv.* 11, 1–22. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2017.04.007>
- Cross, SL, Tomlinson, S, Craig, MD, Dixon, KW, Bateman, PW. 2019. Overlooked and undervalued: The neglected role of fauna and a global bias in ecological restoration assessments. *Pacific Conserv. Biol.* 25, 331–341. <https://doi.org/10.1071/PC18079>
- de Andrade Iguatemy, M, Vilarinhos, JA, Oda, GAM, de Menezes Silva Conde, M, Zaú, AS. 2020. Artificial perches: Ecological and functional aspects of its contribution in the atlantic forest. *Floresta e Ambient.* 27, 1–8. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.030118>
- de Oliveira, HFM, de Camargo, NF, Gager, Y, Aguiar, LMS. 2017. The response of bats (Mammalia: Chiroptera) to habitat modification in a Neotropical Savannah. *Trop. Conserv. Sci.* <https://doi.org/10.1177/1940082917697263>
- Espíndola, MB de, Reis, A, Bechara, FC, Souza, LL de, Vieira, NK. 2003. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Nat. e Conserv.* 1, 28–36.
- Fleming, TH, Heithaus, ER. 1981. Frugivorous Bats, Seed Shadows, and the Structure of Tropical Forests. *Biotropica* 13, 45. <https://doi.org/10.2307/2388069>
- Gagetti, BL, Piratelli, AJ, Piña-Rodrigues, FCM. 2016. Fruit color preference by birds and applications to ecological restoration. *Brazilian J. Biol.* 76, 955–966. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.05115>
- Gomes, LGL, Oostra, V, Nijman, V, Cleef, AM, Kappelle, M. 2008. Tolerance of frugivorous birds to habitat disturbance in a tropical cloud forest. *Biol. Conserv.* 141, 860–871. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.01.007>
- Gonçalves, F, Bovendorp, RS, Beca, G, Bello, C, Costa-Pereira, R, Muylaert, RL, Rodarte, RR, Villar, N, Souza, R, Graipel, ME, Cherem, JJ, Faria, D, Baumgarten, J, Alvarez, MR, Vieira, EM, Cáceres, N, Pardini, R, Leite, YLR, Costa, LP, Mello, MAR, Fischer, E, Passos, FC, Varzinczak, LH, Prevedello, JA, Cruz-Neto, AP, Carvalho, F, Percequillo, AR, Paviolo, A, Nava, A, Duarte, JMB, de la Sancha, NU, Bernard, E, Morato, RG, Ribeiro, JF, Becker, RG, Paise, G, Tomasi, PS, Vélez-García, F, Melo, GL, Sponchiado, J, Cerezer,

- F, Barros, MAS, de Souza, AQS, dos Santos, CC, Giné, GAF, Kerches-Rogeri, P, Weber, MM, Ambar, G, Cabrera-Martinez, LV, Eriksson, A, Silveira, M, Santos, CF, Alves, L, Barbier, E, Rezende, GC, Garbino, GST, Rios, ÉO, Silva, A, Nascimento, ATA, de Carvalho, RS, Feijó, A, Arrabal, J, Agostini, I, Lamattina, D, Costa, S, Vanderhoeven, E, de Melo, FR, de Oliveira Laroque, P, Jerusalinsky, L, Valença-Montenegro, MM, Martins, AB, Ludwig, G, de Azevedo, RB, Anzóategui, A, da Silva, MX, Figuerêdo Duarte Moraes, M, Vogliotti, A, Gatti, A, Püttker, T, Barros, CS, Martins, TK, Keuroghlian, A, Eaton, DP, Neves, CL, Nardi, MS, Braga, C, Gonçalves, PR, Srbek-Araujo, AC, Mendes, P, de Oliveira, JA, Soares, FAM, Rocha, PA, Crawshaw, P, Ribeiro, MC, Galetti, M, 2018. ATLANTIC MAMMAL TRAITS: a data set of morphological traits of mammals in the Atlantic Forest of South America. *Ecology* 99, 498. <https://doi.org/10.1002/ecy.2106>
- Gonçalves, F, Fischer, E, Dirzo, R. 2017. Forest conversion to cattle ranching differentially affects taxonomic and functional groups of Neotropical bats. *Biol. Conserv.* <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.04.021>
- Gorresen, PM, Willig, MR. 2004. Landscape responses of bats to habitat fragmentation in Atlantic forest of paraguay. *J. Mammal.* <https://doi.org/10.1644/BWG-125>
- Guidetti, BY, Amico, G.C., Dardanelli, S., Rodriguez-Cabal, M.A., 2016. Artificial perches promote vegetation restoration. *Plant Ecol.* 217, 935–942. <https://doi.org/10.1007/s11258-016-0619-4>
- Heleno, RH, Ross, G, Everard, A, Memmott, J, Ramos, JA. 2011. The role of avian “seed predators” as seed dispersers. *Ibis (Lond. 1859).* 153, 199–203. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2010.01088.x>
- Jordano, P. 2009. Fruits and frugivory., Seeds: the ecology of regeneration in plant communities. <https://doi.org/10.1079/9780851994321.0125>
- Kalko, EKV, Handley, CO, Handley, D. 1996. Organization, Diversity, and Long-Term Dynamics of a Neotropical Bat Community, in: Long-Term Studies of Vertebrate Communities. <https://doi.org/10.1016/b978-012178075-3/50017-9>
- Lavabre, JE, Gilarranz, LJ, Fortuna, MA, Bascompte, J. 2016. How does the functional diversity of frugivorous birds shape the spatial pattern of seed dispersal? A case study in a relict plant species. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 371. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0280>
- Lojka, B, Krausová, J, Kubík, Š, Polesný, Z. 2011. Assessment of insect biological diversity in various land use systems in the Peruvian Amazon. *Amaz. Basin Plant Life, Wildl. Environ.* 103–122.
- Majer, JD. 2009. Animals in the restoration process - Progressing the trends. *Restor. Ecol.* 17, 315–319. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00528.x>

- Mendes, P, With, KA, Signorelli, L, De Marco, P, 2017. The relative importance of local versus landscape variables on site occupancy in bats of the Brazilian Cerrado. *Landscape Ecol.* <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0483-6>
- Meyer, CFJ, Kalko, EKV. 2008. Assemblage-level responses of phyllostomid bats to tropical forest fragmentation: land-bridge islands as a model system. *J. Biogeogr.* 35, 1711–1726. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2008.01916.x>
- Morante-Filho, JC, Faria, D, Mariano-Neto, E, Rhodes, J. 2015. Birds in anthropogenic landscapes: The responses of ecological groups to forest loss in the Brazilian Atlantic forest. *PLoS One* 10, 1–18. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0128923>
- Munin, RL, Fischer, E, Gonçalves, F. 2012. Food Habits and Dietary Overlap in a Phyllostomid Bat Assemblage in the Pantanal of Brazil. *Acta Chiropterologica* 14, 195–204. <https://doi.org/10.3161/150811012X654871>
- Muñoz-Lazo, FJJ, Franco-Trecu, V, Naya, DE, Martinelli, LA, Cruz-Neto, AP. 2019. Trophic niche changes associated with habitat fragmentation in a Neotropical bat species. *Biotropica*. <https://doi.org/10.1111/btp.12693>
- Muscarella, R Fleming, TH. 2007. The role of frugivorous bats in tropical forest succession. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* 82, 573–90. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2007.00026.x>
- Muylaert, RL, Stevens, RD, Ribeiro, MC. 2016. Threshold effect of habitat loss on bat richness in cerrado-forest landscapes. *Ecol. Appl.* <https://doi.org/10.1890/15-1757.1>
- Ragusa-Netto, J, Santos, AA. 2015. Seed rain generated by bats under Cerrado's pasture remnant trees in a Neotropical savanna. *Brazilian J. Biol.* <https://doi.org/10.1590/1519-6984.22813>
- Ramos Pereira, MJ, Fonseca, C, Aguiar, LMS. 2018. Loss of multiple dimensions of bat diversity under land-use intensification in the Brazilian Cerrado. *Hystrix, Ital. J. Mammal.* 29, 25–32. <https://doi.org/10.4404/hystrix>
- Reid, JL, Mendenhall, CD, Zahawi, RA, Holl, KD. 2015. Scale-dependent effects of forest restoration on Neotropical fruit bats. *Restor. Ecol.* <https://doi.org/10.1111/rec.12235>
- Saldaña-Vázquez, RA, Sosa, VJ, Iñiguez-Dávalos, LI, Schondube, JE. 2013. The role of extrinsic and intrinsic factors in Neotropical fruit bat–plant interactions. *J. Mammal.* 94, 632–639. <https://doi.org/10.1644/11-MAMM-A-370.1>
- Santos, CF, Teixeira, RC, Raizer, J, Fischer, E. 2020. Post-fire phyllostomid assemblages in forest patches of the Pantanal wetland. *Mammalia*. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2020-0037>
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.

- Trevelin, LC, Silveira, M, Port-Carvalho, M, Homem, DH, Cruz-Neto, AP. 2013. Use of space by frugivorous bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in a restored Atlantic forest fragment in Brazil. *For. Ecol. Manage.* <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.013>
- Tsutsui, MH, Kobayashi, K, Miyashita, T. 2018. Temporal trends in arthropod abundances after the transition to organic farming in paddy fields. *PLoS One* 13, 1–13. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0190946>
- Vogel, HF, McCarron, VEA, Zocche, JJ. 2018. Use of artificial perches by birds in ecological restoration areas of the Cerrado and Atlantic forest Biomes in Brazil. *Neotrop. Biol. Conserv.* 13, 24–36. <https://doi.org/10.4013/nbc.2018.131.04>
- Wunderle, JM. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *For. Ecol. Manage.* 99, 223–235. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00208-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00208-9)
- Zagorski, ME, Swihart, RK. 2020. Killing time in cover crops? Artificial perches promote field use by raptors. *Ann. Appl. Biol.* 177, 358–366. <https://doi.org/10.1111/aab.12623>

PARTE 4

ASPECTOS ECOLÓGICOS NA ÁREA AFETADA PARA CONSTRUÇÃO DA USINA HIDRELÉTRICA DE EMBORCAÇÃO



Capítulo 10
Performance ecofisiológica do Jacarandá do Cerrado
(*Machaerium opacum* Vogel)

*Ludmilla Bezerra de Almeida*¹, *Pedro Henrique Casari*², *,
*Alessandra Rodrigues Kozovits*³ e *Maria Cristina Sanches*¹

¹Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Instituto de Biologia,
Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, MG.

²Programa de Pós-graduação em Ecologia de Biomas Tropicais,
Departamento de Biodiversidade, Evolução e Biodiversidade,
Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG.

³ Departamento de Biodiversidade, Evolução e Biodiversidade,
Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG.

* pedro.casari@gmail.com

O Jacarandá do Cerrado (*Machaerium opacum* Vogel.) é uma espécie pioneira e decídua, pertence à família Fabaceae, com ocorrência nos cerrados e campos cerrados dos estados da Bahia, Tocantins, Goiás, Mato Grosso e Minas Gerais. Os indivíduos adultos podem alcançar de 3 a 8 m de altura, com troncos curtos e tortuosos variando de 20 a 30 cm de diâmetro (Figura 1). O tronco é coberto por casca espessa e suberosa, com fissuras longitudinais profundas, fornecendo isolamento ao fogo (Lorenzi, 1998).



Figura 1: Indivíduos de *Macherium opacum* na área de empréstimo da UHE Emborcação - Catalão/GO.

Além disso, o Jacarandá do Cerrado pode formar estruturas subterrâneas de reserva de nutrientes e água que o permite rebrotar facilmente após a perda da parte aérea devido à eventos de queimada ou corte. A espécie é seletiva xerófila ocorrendo em solos argilosos e de média fertilidade (Lorenzi, 1998). Tais características parecem conferir habilidade especial para a ocupação de áreas de cerrado após distúrbios naturais e antrópicos em diferentes níveis (Couto et al., 2009)

De fato, na área foco deste livro, intensamente degradada pelo empréstimo de solo para a construção da UHE-Emborcação, o Jacarandá do Cerrado apresentou maior frequência, densidade e dominância dentre as espécies lenhosas encontradas no levantamento fitossociológico realizado 17 anos após a execução do Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) (cf. Tabela 1, Nascimento, 2020). Os indivíduos de *M. opacum* foram encontrados em duas classes de tamanho. A primeira, com alturas médias de 3 m, a qual denominamos “plantas adultas”, provavelmente remanescentes do plantio de mudas realizado durante o PRAD, e a segunda, com altura média de 30 cm, representando os regenerantes naturais, denominada de “plantas jovens ou pequenas”. Curiosamente, não foram encontrados regenerantes em classes intermediárias de tamanho, indicando que, mesmo com características que parecem lhe conferir aptidão para a ocupação de áreas degradadas, as condições ambientais na área de empréstimo são ainda impeditivas para o avanço do crescimento em altura dos regenerantes do Jacarandá do Cerrado.

Os solos da área são rasos, compactados, mal drenados e pobres em matéria orgânica, dificultando a penetração de raízes e a formação de camada de reserva de água, especialmente durante a estação seca. Além disso, a vegetação está exposta à alta intensidade luminosa e amplitude térmica, e a baixos valores de umidade relativa do ar. Tais condições são propícias para a ocorrência da fotoinibição e de outros estresses fisiológicos que, em conjunto, podem dificultar a sobrevivência e o crescimento de algumas espécies arbóreas, especialmente de indivíduos jovens (Lammers et al., 2008). A fotoinibição reduz as taxas fotossintéticas e o balanço de carbono da planta, afetando a quantidade de açúcares que chegam aos seus diferentes órgãos (Hoffman & Franco, 2003). Com menos açúcares, a capacidade de construir e manter as estruturas de captação de recursos do ambiente, como folhas e raízes, é negativamente afetada. O mesmo pode

ser esperado para a capacidade de estocar nutrientes em órgãos de reserva, como em certas raízes e caules. Em conjunto, esses efeitos da fotoinibição são refletidos também na limitação do crescimento e da habilidade competitiva do indivíduo.

Dadas as condições estressantes da área degradada é possível imaginar que as plantas apresentem altos valores de fotoinibição e baixas taxas fotossintéticas, especialmente nos indivíduos jovens ou pequenos. Alternativamente, com poucos recursos para investir na construção de sistema radicular suficientemente grande para garantir a captação de água e nutrientes e a manutenção das folhas durante a estação seca, ou até mesmo de toda a parte aérea, os indivíduos jovens de Jacarandá do Cerrado podem se manter na área degradada por meio de outra habilidade ecofisiológica, a de rebrotar. Tal capacidade é considerada uma das principais estratégias adaptativas que conferem resiliência, facilitando a regeneração natural de espécies de Cerrado após distúrbios como o fogo (Hoffmann, 1998, Salazar & Goldstein, 2014, Cava et al., 2016). O custo de rebrotar após a perda parcial ou total da parte aérea, entretanto, pode ser alto. Apesar de reduzir as taxas de mortalidade da população, mantendo o indivíduo na área, pode impedir o avanço do crescimento dos indivíduos pequenos para outras classes de tamanho.

Com base no exposto, este trabalho se dedicou a avaliar o crescimento e a dinâmica da rebrota, além de investigar a capacidade fotossintética em dois períodos distintos (início e final da estação seca) em indivíduos jovens (pequenos) de *M. opacum* presentes na área de empréstimo da UHE-Emborcação.

Medidas de Crescimento e Dinâmica de rebrotas

Dentro da área de empréstimo, 30 parcelas de 5x5 m foram demarcadas e, em janeiro de 2020, 120 indivíduos com tamanho variando de 4 a 32 cm foram selecionados ao acaso para o acompanhamento do crescimento e da dinâmica de rebrotas. A partir da segunda campanha, maio de 2020, os indivíduos começaram a ser separados em dois grupos de acordo com tipo de rebrotas que apresentavam. Indivíduos que rebrotaram exclusivamente de gemas apicais ou gemas axilares (RA) e os que perderam totalmente a parte aérea e rebrotaram basalmente (RB). A cada campanha, que ocorreu trimestralmente a partir de maio de 2020, os indivíduos eram

analisados e incluídos ao grupo em que pertenciam de acordo com tipo de rebrota. Caso o indivíduo não apresentasse alterações em relação a última campanha, era mantido no grupo em que se encontrava.

Para a medição da altura total (Ht) e diâmetro da base (Db) do caule dos indivíduos, um ponto no caule a cerca de 1 cm do solo foi marcado com tinta permanente. Altura total do caule (Ht) foi determinada com régua a partir do ponto marcado, os diâmetros do caule foram medidos com um paquímetro digital. A cada campanha as medições eram refeitas e a taxa de mortalidade calculada para o período de observação.

Medidas Fotossintéticas

As análises fotossintéticas nos indivíduos jovens/pequenos de *M. opacum* foram realizadas no início (maio) e no fim (setembro) da estação seca de 2019. A temperatura variou entre 21,7 °C e 25,4 °C em maio e 28,8 °C e 35,3 °C em setembro. A intensidade luminosa [Densidade do Fluxo de Fótons Fotossintéticos (PPFD, $\lambda = 400-700\text{nm}$)], medida com um sensor apropriado, indicou a ocorrência de dias claros e sem nuvens no período de realização das medidas de fotossíntese.

Sobre o processo fotossintético é importante destacar que o mesmo é dividido em fases distintas. A primeira ocorre com absorção de luz pelas clorofilas (pigmento presente no interior das folhas). Uma vez que este pigmento absorveu luz, uma série de reações de oxido-redução acontecem, o que leva a produção, entre outros, de uma molécula rica em energia, o ATP (adenosina trifosfato). Esta é considerada a fase fotoquímica. A segunda fase conhecida como fase bioquímica, consiste na absorção do CO_2 da atmosfera pelas folhas e sua posterior conversão de carboidratos. No presente trabalho as duas abordagens foram conduzidas, as quais são descritas abaixo.

A análise de fluorescência da clorofila *a* que mede a capacidade fotossintética quanto a fase fotoquímica da fotossíntese, foi realizada por meio do uso de um fluorímetro da Walz (MINI-PAM). Foram feitas curvas de luz em 3 indivíduos em folhas saudáveis e expandidas. As variáveis analisadas nessas curvas compreendem a medida de rendimento quântico efetivo ($\Delta F/F_m'$) e a taxa de transporte de elétrons (ETR). A razão $\Delta F/F_m'$ refere-se à proporção de luz que é absorvida pelo pigmento fotossintético (clorofila) e utilizada na fotossíntese. Já a ETR é um valor referente a pas-

sagem dos elétrons pelo sistema. As curvas elaboradas seguiram o método descrito em Sanches et al. (2017). Foram medidas também a razão Fv/Fm para avaliar a existência de fotoinibição (Lambers et al., 2008). A razão Fv/Fm é medida com a folha escurecida por pelo menos 30 minutos. Esta medida gera um valor referente a quantidade de centros de reação funcionais existentes nas folhas, onde valores próximos ou um pouco acima de 0,8 indicam a ocorrência de folhas saudáveis e não fotoinibidas.

Para a leitura das trocas gasosas, que correspondem à fase bioquímica da fotossíntese, foi utilizado o analisador de gases no infravermelho (“IRGA” infra-red gas analyser - Lcpro ADC). O sistema de trocas gasosas do equipamento é aberto, ou seja, o aparelho apresenta um sistema de fluxo de ar contínuo. Por meio da comparação entre o ar da atmosfera e o ar do interior da câmara onde a folha foi inserida, calcularam-se as seguintes variáveis: taxa de assimilação líquida de CO₂ (ACO₂ μmol m⁻² s⁻¹), transpiração foliar (E – mmol m⁻² s⁻¹), condutância estomática (g_s – mol m⁻² s⁻¹) e eficiência do uso da água (ACO₂/E). Quatro indivíduos foram utilizados para a composição das médias.

A comparação das variáveis fisiológicas e fenológicas entre os meses, foi feita pela análise de variância simples (One-Way Anova), seguida pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade, após a verificação da normalidade dos dados.

Resultados e Discussão

A capacidade de rebrotar após distúrbios que eliminem parte ou toda a estrutura aérea varia de acordo com a ontogenia (ao longo das fases de desenvolvimento da vida do indivíduo desde a germinação até a maturidade), forma de crescimento e grau do distúrbio (Vesk, 2006). As plântulas de espécies arbóreas, por exemplo, tendem a ter maior capacidade de rebrotar que os indivíduos adultos. Isso parece ter sido selecionado ao longo do processo evolutivo porque plantas pequenas, mais próximas ao chão, possuem menores capacidades de proteger seus tecidos aéreos contra os efeitos danosos do fogo, da herbivoria e de estresses, como o hídrico. A habilidade de rebrotar seria, portanto, uma característica fundamental para garantir a sobrevivência das plântulas e a capacidade de regeneração em ambientes estressantes (Vesk, 2006).

Nas parcelas da área de estudo, todos os 120 indivíduos de *M. opacum* selecionados rebrotaram, pelo menos uma vez, ao longo do ano. Sessenta

por cento dos indivíduos apresentaram somente rebrotas aéreas oriundas da gema apical ou de gemas axilares no fuste principal, enquanto 40% rebrotaram basalmente, exibindo morte do fuste anterior (Figura 2). No mês de agosto de 2020, que corresponde ao auge da estação seca, três indivíduos foram considerados mortos uma que vez que no momento da coleta de dados, não apresentavam fuste, porém, em novembro do mesmo ano, início da estação chuvosa, esses indivíduos vieram a rebrotar basalmente.

O tipo de rebrota não parece estar relacionado ao tamanho da parte aérea das plantas uma vez que não foram encontradas diferenças significativas entre a altura e o diâmetro médios do caule nos indivíduos dos dois grupos de rebrotas. Em janeiro de 2020, no início do estudo, a altura média do caule dos 120 indivíduos foi de aproximadamente 15 cm, e o diâmetro médio, 2,9 mm. Nessa classe de tamanho espera-se que espécies arbóreas apresentem alta capacidade de rebrotar após distúrbios (Vesk 2006). Entretanto, durante o período de estudo, não houve a ocorrência de queimadas ou outros distúrbios, como o ataque de herbívoros, que levassem a perda total ou parcial da parte aérea das plantas. Em geral, nos indivíduos pequenos de *M. opacum*, o fuste ou as folhas produzidas em algum momento podiam ser encontradas mortos na planta ou sobre o solo ao redor (Figura 2), ou seja, não foram consumidos por herbívoros. Essas observações indicam que a morte parcial ou total da parte aérea é uma resposta possivelmente mais relacionada ao estresse hídrico ou térmico.

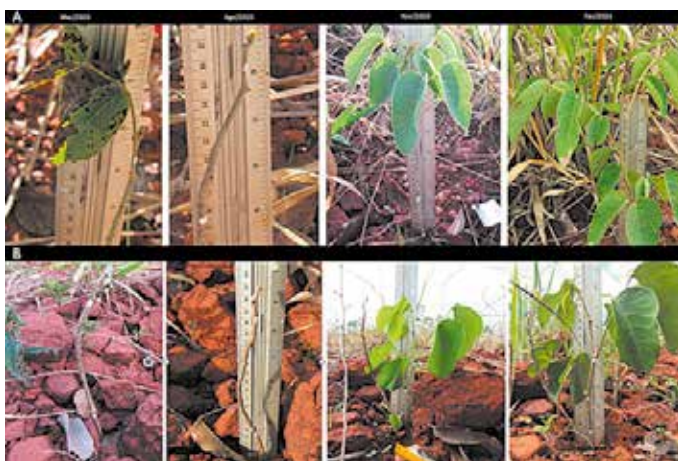


Figura 2: Exemplificação da dinâmica de rebrota apical (A) e basal (B) ao longo do período de observação. Fonte: Pedro Casari.

A análise isolada dos resultados das medidas ecofisiológicas realizadas nas folhas das rebrotas, entretanto, poderia refutar a sugestão de existência de estresse hídrico e de fotoinibição como limitadores do crescimento das plantas jovens/pequenas de *M. opacum*. Tanto nos indivíduos que rebrotaram basalmente como naqueles de rebrotas aéreas, que não se diferenciaram estatisticamente em relação aos parâmetros avaliados, os valores obtidos durante o período de seca demonstram que as plantas foram eficientes na captura de luz e uso da água, o que refletiu valores compatíveis de assimilação de CO² e controle estomático (Figura 3) como os observados em outras espécies de Cerrado, como detalhado a seguir. Os dados do rendimento quântico efetivo ($\Delta F/F_m'$), por exemplo, indicam que no mês de setembro, no auge da seca, as rebrotas de *M. opacum* foram mais eficientes em utilizar a luz para o processo fotossintético (Fig. 3B) que em maio, no início do período de seca. Este resultado foi refletido nas taxas de transporte de elétrons, as quais ficaram em 106,64 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ em maio e 136,71 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ em setembro (Figura 3C e D). Os maiores valores de ETR em setembro indicam que os indivíduos nesta época tiveram menores chances de sofrer com a fotoinibição.

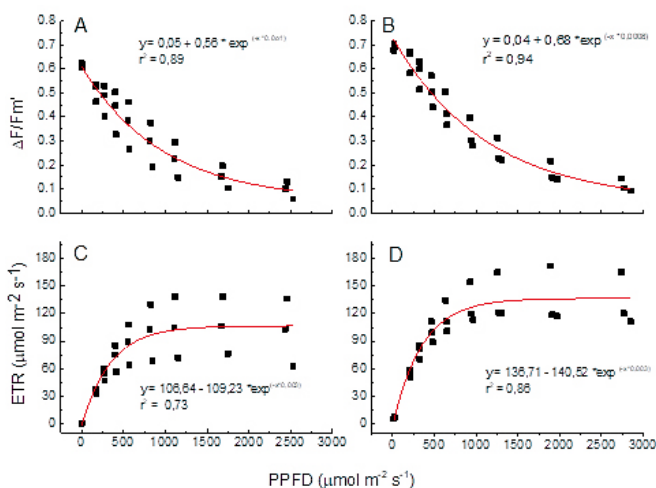


Figura 3: Curvas do rendimento quântico efetivo $\Delta F/F_m'$ (A e B) e da taxa de transporte de elétrons ETR (C e D) nos meses de maio (A e C) e setembro (B e D).

A fotoinibição pode ser avaliada pelo rendimento quântico potencial, a razão F_v/F_m . Os valores da razão de F_v/F_m não diferiram entre os me-

ses, apresentando médias entre 0,73 e 0,77 em maio e setembro, respectivamente (Tabela 1). Porém, observa-se que os valores foram abaixo de 0,8, principalmente em maio. Valores próximos de 0,8 são considerados ideais para uma planta em condições adequadas de luz, água e nutrientes (Lüttge, 2007, Lambers et al., 2008). Logo, os valores apresentados em *M. opacum* indicam a presença de uma leve fotoinibição, principalmente no mês de maio, não justificando quedas em taxas de crescimento.

Similarmente, as variáveis de trocas gasosas não diferiram significativamente entre os meses de maio e setembro. Em termos absolutos, entretanto, os valores médios de A_{CO_2} e A_{CO_2}/E tenderam a ser maiores em setembro. Essa tendência no aumento dos valores de assimilação de CO_2 e na eficiência do uso da água mostra que houve aumento da capacidade fotossintética dos indivíduos pequenos da espécie em setembro, indicando ajustes eficientes na condutância estomática e diminuição das taxas de transpiração ao longo do período seco (Tabela 1).

Tabela 1: Valores médios da razão Fv/Fm, da taxa de assimilação líquida de CO_2 (A_{CO_2} - $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$), da condutância estomática (g_s - $\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$), da taxa de transpiração (E - $\text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) e da eficiência instantânea do uso da água (A_{CO_2}/E - $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1} / \text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) e em plantas jovens de *Machaerium opacum*. Os valores entre parênteses representam o erro padrão e as letras diferentes entre colunas indicam diferença significativa.

Meses	Fv/Fm	A_{CO_2}	g_s	E	A_{CO_2}/E
Maio	0,73 ($\pm 0,02$) a	5,63 ($\pm 1,31$) a	0,14 ($\pm 0,06$) a	3,14 ($\pm 0,77$) a	2,00 ($\pm 0,51$) a
Setembro	0,77 ($\pm 0,01$) a	7,06 ($\pm 1,66$) a	0,12 ($\pm 0,02$) a	2,93 ($\pm 0,61$) a	2,52 ($\pm 0,51$) a

A melhora da capacidade fotossintética dos indivíduos jovens/pequenos de *M. opacum* no auge da estação seca exibida nas curvas de luz reflete-se na tendência de aumento dos valores de trocas gasosas. Os menores valores da condutância estomática levaram a diminuição da taxa de transpiração foliar. Com a diminuição da transpiração e o aumento da assimilação de CO_2 há o aumento da eficiência do uso da água (A/E). Os

valores encontrados na espécie *M. opacum* são similares aos encontrados em outras espécies de Cerrado (Barros et al., 2012, Portela et al., 2019, Sanches et al., 2017) para as variáveis Fv/Fm, assimilação de ACO_2 e A/E. Contudo, eles são inferiores ao observado em duas espécies de leguminosas, *Anadenanthera falcata* e *Stryphnodendron adstringens* (Ronquim et al., 2018). Vale destacar que as medidas em *M. opacum* foram feitas durante a estação seca no campo, ao passo que os resultados dos trabalhos supracitados correspondem às medidas feitas sob condições experimentais com plantas envasadas e sob constante suprimento de água. Já para a variável condutância estomática, os valores encontrados são superiores aos observados em outros experimentos (Barros et al., 2012, Portela et al., 2019, Sanches et al., 2017).

Em conjunto, os resultados das análises ecofisiológicas descartam o estresse hídrico ou térmico como limitadores do crescimento em *M. opacum*. Por outro lado, considerando-se que tais resultados foram obtidos em folhas derivadas de rebrotas, a interpretação pode mudar. Estudos em ambientes sazonais que expõem plantas à múltiplos estresses tais como déficit hídrico, baixa disponibilidade de nutrientes, altas temperaturas e níveis de radiação, além da possibilidade da passagem do fogo, encontraram que a capacidade de rebrotar pode ser a única possibilidade para indivíduos persistirem no local (Fleck et al., 2010). Segundo os autores, a perda total ou parcial da parte aérea de plantas aumenta a razão raiz/parte aérea nesses ambientes, ou seja, aumenta as quantidades de água e nutrientes que podem ser disponibilizadas para a nova parte aérea, rebrotada, em relação à que existia anteriormente. Dessa forma, menos recursos seriam necessários para manter altas taxas de fotossintéticas, favorecendo o crescimento da rebrota, mesmo durante a estação seca.

De fato, os indivíduos rebrotados de *M. opacum* exibem alta razão raiz/parte aérea (Figura 4), e a análise preliminar sugere que o espessamento da raiz se deva à reserva nutricional e hídrica a ser mobilizada para garantir o crescimento das rebrotas. Tais características são tipicamente encontradas em ambientes sazonais e sujeitos à passagem do fogo, como os cerrados (Hoffmann, 1998). Em áreas onde os três horizontes superficiais do solo foram retirados, gerando uma camada rasa, distrófica e compactada de solo, como no local do estudo (de Souza et al., 2021), o crescimento das raízes é também dificultado, reduzindo a captação de água e nutrientes e, portanto,

amplificando os níveis de estresses dos regenerantes. Sob tais condições, os investimentos em crescimento de órgãos de captação e estoque de recursos limitantes (água e nutrientes) em detrimento do crescimento da parte aérea, de alto custo de manutenção, devem ser ainda mais favorecidos.



Figura 4: Indivíduo pequeno de *M. opacum* coletado na área de estudo, evidenciando a alta razão de investimento para o sistema radicular em relação à parte aérea.

O bom desempenho da parte aérea rebrotada, entretanto, não é sustentado apenas pelas reservas estocadas e mobilizadas na raiz, mas também por alterações morfológicas nas folhas produzidas que facilitam a difusão interna do CO_2 , e por ajustes fisiológicos em nível bioquímico, como observado em *Quercus ilex* no mediterrâneo (Fleck et al., 2010). Rebrotas dessa espécie apresentaram valores mais elevados de condutância estomática e taxas fotossintéticas que os medidos em folhas de indivíduos da mesma espécie que não rebrotaram durante a estação seca. Tais resultados demonstram que rebrotas podem ser mais eficientes no uso da água, au-

mentado as chances da planta em resistir ao déficit hídrico (e à múltiplos estresses). Os resultados estão de acordo com o fenômeno observado na área degradada em estudo. Todos os 120 indivíduos pequenos de *M. opacum* que começam a colonizar a área degradada estudada sobreviveram e apresentaram rebrotas ao longo de um ano. O custo de rebrotar, nessa classe de tamanho e sob condições ambientais tão restritivas, pode resultar em taxas de crescimento da parte aérea nulas ou muito baixas, impedindo o avanço para classes maiores de tamanho. Embora a altura média inicial dos indivíduos de *M. opacum* nos dois grupos de tipos de rebrotas não seja estatisticamente diferente, assim como os parâmetros ecofisiológicos investigados, o crescimento em altura e diâmetro do caule ao longo do período de observação indica leve vantagem para aqueles que rebrotaram somente aereamente (Figura 5).

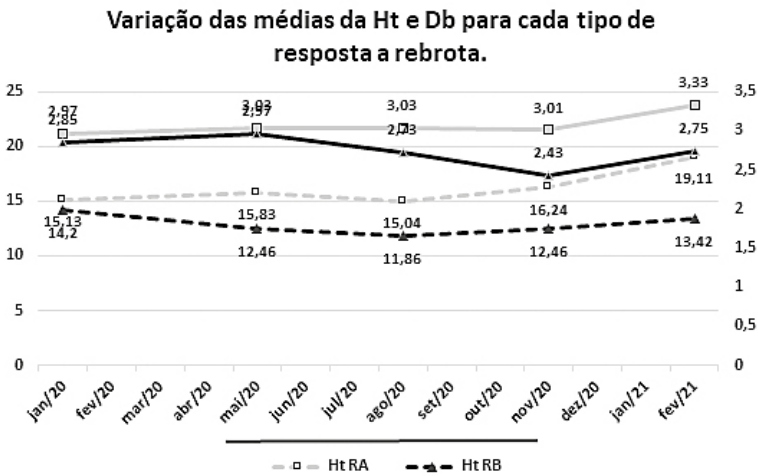


Figura 5: Variação das médias da altura total (Ht) em centímetros e do diâmetro da base do caule de *M. opacum* (Db) em milímetros durante o período de amostragem, com ênfase no gráfico para o período de seca.

Esses indivíduos apresentaram ganho anual em altura e diâmetro do caule em torno de 26 e 12%, respectivamente, enquanto não foram observadas diferenças significativas entre as médias iniciais (janeiro de 2020) e finais (fevereiro de 2021) de altura e diâmetro do caule nos indivíduos que rebrotaram basalmente. A perda de toda a parte aérea, uma ou mais vezes ao ano, pode refletir sistemas radiculares ainda insuficientes para captar e

acumular reservas necessárias para manter a parte aérea e garantir novos investimentos, mesmo durante a estação seca. Assim, o custo de reconstruir toda a parte aérea deve reduzir as chances de crescimento efetivo. Novas medidas deverão ser feitas para se avaliar se o tamanho do sistema radicular, (das reservas acumuladas), de fato explicaria a aparente vantagem das plantas que rebrotaram aereamente.

Os resultados obtidos nesse estudo indicam que *Macherium opacum* é uma espécie promissora para uso projetos de recuperação de áreas degradadas de Cerrado, confirmando os relatos de Correa et al. (2007), Rezende & Papa (2005). A espécie apresenta alta capacidade de resistir à múltiplos estresses por meio de suas estratégias de rebrotas aéreas ou basais. Os custos de rebrotar, entretanto, limitam os investimentos em crescimento efetivo anual da parte aérea, podendo manter os indivíduos regenerantes oriundos do recrutamento do banco de sementes ou do plantio de mudas pequenas em classe de tamanho iniciais, especialmente se as condições do ambiente são severamente restritivas em termos de disponibilidade de água e nutrientes. Uma vez que a capacidade de rebrotar depende dos estoques de nutrientes e água que a espécie armazena em seu sistema radicular, sugere-se que o plantio de mudas de tamanhos maiores, com sistemas radiculares mais desenvolvidos, possa aumentar as chances de exploração do ambiente e captação de recursos durante os momentos favoráveis (estação chuvosa), que poderão ser armazenados e mobilizados para manter pelo menos parte da parte aérea, ou rebrotar durante os períodos menos favoráveis. Sugere-se também que melhorias em parâmetros físicos e químicos do solo que possam facilitar o crescimento das raízes, aumentar as reservas de água no solo, e eventualmente, melhorar as condições nutricionais, sem que a disponibilidade de nutrientes exceda os níveis normalmente encontrados em solos naturais de Cerrado, aumentem as taxas de crescimento de *M. opacum* em áreas severamente degradadas.

Referências bibliográficas

Barros, FV, Goulart, MF, Sá Telles, SB, Lovato, MB, Valladares, F, de Lemos-Filho, JP. 2012. Phenotypic plasticity to light of two congeneric trees from contrasting habitats: Brazilian Atlantic Forest versus cerrado (savanna). *Plant biology*, 14, 208-215.

- Cava, MGB, Isernhagen, I, Mendonça, AH, Durigan, G. 2016. Comparação de técnicas para restauração da vegetação lenhosa de Cerrado em pastagens abandonadas. *Hoehnea*, 43, 301-315.
- Corrêa, RS, de Melo Filho, B, de Mello Baptista, GM. 2007. Avaliação fitossociológica da sucessão autogênica em áreas mineradas no Distrito Federal. *Cerne*, 13, 4, 406-415.
- Couto, WH, Anjos, LHC, Toledo, LO, Pereira, MG, Queiros, MM. 2009. Fitossociologia e diversidade florística em área de cerrado sob vários níveis de antropização, Rio Pardo de Minas, MG. *Ciencia Florestal*, 19,351-362.
- de Souza, YAF, Leite, MGP, Fujaco, MGA. 2021. A hydroelectric dam borrow pit rehabilitation. Two decades after the project, what went wrong? *Journal of Environmental Management*, 293, 112850.
- Fleck, I, Peña-Rojas, K, Aranda, X. 2010. Mesophyll conductance to CO₂ and leaf morphological characteristics under drought stress during *Quercus ilex* L. resprouting. *Annals of Forest Science*, 67, 3, 308.
- Hoffmann, WA. 1998. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. *Journal of Applied Ecology*, 35, 3, 422-433,
- Hoffmann, WA, Franco, AC. 2003. Comparative growth analysis of tropical forest and savanna woody plants using phylogenetically independent contrasts. *Journal of Ecology*, 91, 475-484.
- Lambers, H, Chapin Stiii, Pons, T.J. 2008. *Plant physiological ecology*. Springer-Verlag, New York.
- Lorenzi, H. 1998. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Jardim Botânico Plantarum. 2^a. ed.
- Lüttge, U. 2007. *Physiological ecology of tropical plants*. Springer Science & Business Media.
- Nascimento, JM. 2020. Estabelecimento de plântulas regenerantes em área de empréstimo da Usina Hidrelétrica Emborcação. Dissertação de Mestrado - Programa de Pós Graduação em Ecologia de Biomas Tropicais, Departamento de Ecologia, Evolução e Biodiversidade, Universidade Federal de Ouro Preto. 79p.
- Portela, FCS, Macieira, BPB, Zanetti, LV, Gama, VN, Silva, DM, Milanez, CRD, Cuzzuol, GRF. 2019. How does *Cariniana estrellensis* respond to different irradiance levels? *Journal of Forestry Research*, 30, 1, 31-44.
- Rezende, AV, Papa, DA. 2005. Revegetação natural de áreas antropizadas. In: Fonseca, FO. (Ed.). *Águas Emendadas*. Brasília, DF: Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, 2008. p. 199.

- Ronquim, CC, Prado, CHBA., Souza, JP. 2018. Irradiance availability and growth of leguminous trees of cerrado. *Scientia Forestalis*, 46, 115-126.
- Salazar, A, Goldstein, G. 2014. Effects of fire on seedling diversity and plant reproduction (sexual vs. vegetative) in neotropical savannas differing in tree density. *Biotropica*, 46, 2, 139-147.
- Sanches, MC, Marzinek, J, Bragiola, NG, Nascimento, ATN. 2017. Morpho-physiological responses in *Cedrela fissilis* Vell. submitted to changes in natural light conditions: implications for biomass accumulation. *Trees*, 31, 215-227.
- Vesk, PA. 2006. Plant size and resprouting ability: trading tolerance and avoidance of damage?. *Journal of Ecology*, 94, 5, 1027-1034.

Capítulo 11

As funções ecológicas desempenhadas por animais e plantas na área do PRAD Emborcação

*Yasmine Antonini, Ludmilla Moura Aguiar,
Maria Cristina Teixeira Braga Messias*

Funções ecológicas são processos que controlam os fluxos de energia, nutrientes e matéria orgânica em um ambiente (Cardinalli et al 2012). Os exemplos incluem: produção primária, que é o processo pelo qual as plantas usam a luz solar para converter compostos inorgânicos em matéria orgânica; ciclagem de nutrientes, que é o processo pelo qual os nutrientes biologicamente essenciais são capturados, liberados e então recapturados; e decomposição, que é o processo pelo qual os resíduos orgânicos, como plantas e animais mortos, são decompostos e reciclados (Cardinalli et al 2012). Outros tipos de funções ecológicas são realizados por animais e incluem a supressão por predação de outros animais prejudiciais ao homem ou às atividades humanas, a polinização e a dispersão de frutos e sementes.

Os ecossistemas naturais em regiões tropicais, sejam eles florestais ou savânicos, possuem propriedades particulares relacionadas a altas taxas de produtividade primária e alta biodiversidade, o que os distingue ecologicamente dos ecossistemas não tropicais. Essas propriedades incluem estruturas biológicas que se desenvolvem em camadas verticais e horizontais de plantas vivas e mortas, processos complexos em vários níveis verticais de dentro das camadas do solo até o dossel (no caso de sistemas florestais), capacidade de auto-renovação em face aos constantes pequenos e grandes distúrbios, interações co-evolutivas entre as plantas e animais e entre as plantas e plantas, além da influência das paisagens florestais nos microclimas e climas regionais, especialmente as florestas tropicais de dossel fechado.

Assim, avaliar as funções ecológicas desempenhadas por organismos em habitats que estão sendo restaurados, seja restauração natural ou assistida é de suma importância para entender a resistência e a resiliência desse habitat frente às perturbações, e avaliar quais funções podem ser mais facilmente recuperadas. Exemplos dessas funções incluem a cobertura do solo, a dispersão de frutos e de sementes, a capacidade de retenção de água pelo solo, a permeabilidade do solo, dentre outras.

É importante destacar que mesmo em um habitat extremamente degradado a presença de organismos que podem se estabelecer e desempenhar funções ecológicas importantes para iniciar ou auxiliar o processo de sucessão ecológica pode ser detectada, com estudos específicos. Assim, nesse capítulo avaliaremos as funções ecológicas desempenhadas por animais e plantas, na área do PRAD Emborcação, considerando inclusive a presença de grupos funcionais de invertebrados de solo. Avaliamos a dispersão de frutos e sementes realizados por vertebrados (aves, morcegos e mamíferos não voadores) e invertebrados (besouros rola-bosta e formigas), e medimos a importância desses animais e de suas funções no processo de recuperação da área. Avaliamos também o efeito da transposição de top soil no recrutamento de plantas.

Na figura abaixo, estão representadas as principais funções ecológicas desempenhadas por vertebrados (aves e morcegos) e por invertebrados (besouros e formigas) na área do PRAD e seus efeitos na sucessão ecológica, processo associado a restauração ecológica. Na figura é possível notar que à medida que a sucessão ecológica avança (tempo) aumenta também a riqueza e a abundância de organismos.

Na área do PRAD, tanto vertebrados quanto invertebrados foram identificados exercendo a função de dispersão primária e secundária de sementes. Besouros escarabeídeos e formigas atuaram como eficientes dispersores de sementes (veja no modelo da figura 1). Em experimento com os besouros foi possível observar que as sementes dispersadas por esse grupo apresentam uma maior chance de germinação do que na ausência deles (Figura 2). Foi interessante também perceber que na área do PRAD, a ausência de besouros grandes foi suprida pela presença de besouros de tamanho pequeno que exerceram a função de dispersão de sementes perfeitamente. Devido a sua maior abundância os besouros pequenos compensaram perfeitamente a ausência dos besouros grandes (Almeida et al 2021).

Nos experimentos com diásporos artificiais as formigas também demonstraram eficiência para realizar a função de dispersão de sementes. Verificamos que na área degradada, a espécie *Ectatommma bruneum* foi a dispersora mais eficiente, removendo as sementes artificiais para longas distâncias, e geralmente levando essas sementes até o ninho. É interessante notar que as espécies de formigas presentes na área do PRAD não são as mesmas que ocorrem nas áreas de referência, no entorno do PRAD, e ao

FUNÇÕES ECOLÓGICAS VERTEBRADOS E INVERTEBRADOS

Dispersão de frutos e sementes



Figura 1. Modelo conceitual dos estudos desenvolvidos no PRAD, mostrando as funções ecológicas.



Figura 2. Riqueza e abundância de besouros na área degradada e de referência do PRAD e os efeitos da presença dos besouros sobre a taxa de remoção de sementes. Fonte: Almeida et al 2021.

contrário dos besouros, as formigas do PRAD apresentaram maior tamanho de corpo quando comparado com as formigas da área de referência. Isso é importante porque formigas de maior tamanho podem carregar sementes tanto de tamanho pequeno quanto de maior tamanho (Coelho et al 2021).

Outro grupo avaliado no estudo foi o que contempla os invertebrados de solo. Verificamos que os invertebrados de solo presentes na área do PRAD apresentaram alta capacidade de dispersão, demonstrada pela capacidade de colonização das parcelas que receberam top soil na área de estudo. Nesse grupo de invertebrados de solo há várias espécies que desempenham importantes funções ecossistêmicas como a decomposição da matéria orgânica, processo essencial em áreas que estão em recuperação, pois ao decomporem a matéria orgânica, esses animais disponibilizam nutrientes para as plantas, facilitando o desenvolvimento das plântulas.

Entre os vertebrados estudados, os morcegos são exímios dispersores de sementes pois são capazes de voar por longas distâncias em uma noite e durante esses deslocamentos defecam as sementes dos frutos que ingeriram, que serão depositadas bem longe da planta-mãe. Morcegos frugívoros consomem grande quantidade de frutos de espécies de plantas arbustivas e arbóreas pioneiras, importantes na sucessão secundária da vegetação. Espécies de plantas pioneiras são assim chamadas por serem as mais aptas a colonizar novas áreas e formarem um pequeno grupo funcional de árvores e arbustos caracterizados pela capacidade de crescerem rapidamente nas áreas agora não sombreadas, com maior incidência de luz, devido a retirada da vegetação. Além disso, a abundância dos morcegos frugívoros faz com que eles sejam eficientes agentes na recuperação

de áreas degradadas. Na área do PRAD foram registrados morcegos frugívoros de diferentes tamanhos e duas espécies de morcegos polinizadores. A espécie frugívora grande é o *Artibeus planirostris*, que se caracteriza por dispersar sementes de frutos grandes como o baru (*Dipteryx alata*) e de espécies pioneiras como *Cecropia* sp. As espécies de frugívoros de tamanho médio são *Carollia perspicillata*, *Platyrrhinus lineatus*, *Platyrrhinus incarum* e *Sturnira lilium*. Essas espécies dispersam as sementes de frutos de gêneros de espécies pioneiras como *Piper*, *Solanum*, *Cecropia*, *Vismia* dentre outras, e também de *Ficus* sp. A menor espécie presente no PRAD foi *Glossophaga soricina*, que é primariamente nectarívora, mas que pode também se alimentar de frutos e insetos. Atua na polinização de várias plantas do Cerrado como o pequi (*Caryocar brasiliense*). Pela coleta das fezes dessas espécies foi possível verificar que essas espécies de morcegos transportaram para a área do PRAD espécies como *Cecropia pachystachya*, *Ficus* sp., *Piper aduncum*, *P. arboreum*, *P. glabrescens*, *P. tuberculatum*, *Solanum cf paniculatum* e *Vismia* sp., que são espécies propícias para acelerar a sucessão secundária em áreas que precisam ser recuperadas. Essas sementes foram coletadas das fezes dos morcegos capturados, foram colocadas para germinar e estavam viáveis, com alta taxa de germinação. As plântulas oriundas dessas sementes foram transplantadas para a área do PRAD.

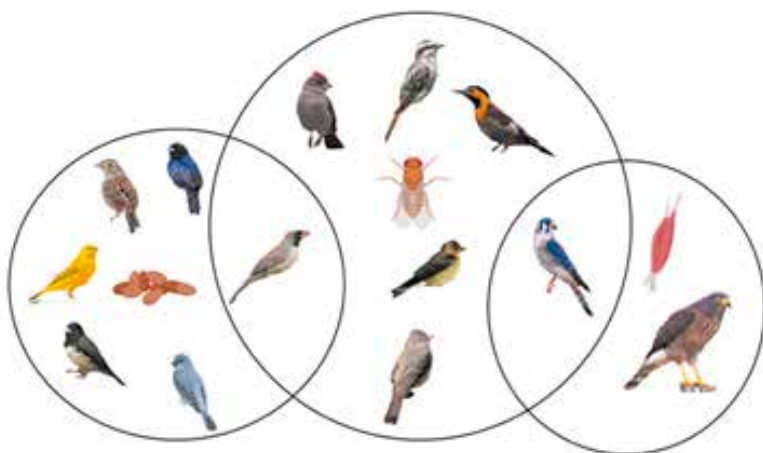


Figura 3. Representação das espécies de aves que utilizaram os poleiros e seus hábitos alimentares, representados no centro dos círculos. Fonte: Relatório PRAD.

A fauna de aves da área do PRAD pode ser considerada rica em espécies considerando o grau de antropização na área. Encontramos poucas espécies de aves frugívoras, que poderiam desempenhar a função de dispersão primária de sementes. As aves se caracterizam pela alta capacidade de dispersão de frutos e sementes e a ausência de espécies frugívoras é um ponto negativo para a recuperação da área.

Alem de morcegos e aves frugívoras, a área do PRAD abriga ainda outros grupo de vertebrados que também podem ser dispersores de sementes. Verificamos nas fezes dos mamíferos sementes de xxx espécies

Funções ecossistêmicas – recuperação do solo.

A técnica de transposição de solo superficial (topsoil) tem sido recomendada para áreas degradadas que perderam as camadas superficiais do solo (Machado et al. 2013; Onésimo et al. 2021). Utilizamos a transposição de *topsoil* para avaliar sua aplicabilidade na recomposição do solo e aceleração do processo de germinação e estabelecimento de plantas. Essa técnica mostrou-se promissora, propiciando os estágios iniciais da sucessão, aumentando a cobertura vegetal, a abundância e diversidade de plantas. A diversidade de espécies influencia na diversidade funcional, que por exercer papéis ecológicos variados, contribui para aumentar a estabilidade do ecossistema, conferindo-lhe capacidade de reagir a distúrbios (McCann 2000). Então as áreas de referencia podem também fornecer serviços ecossistêmicos pela doação de *topsoil*. Nossos resultados mostraram que as parcelas doadoras de *topsoil*, apresentaram alta resiliência, restabelecendo a diversidade e abundância de indivíduos ao longo de apenas um ano (Figura 4.)

Na comunidade inicialmente estabelecida observa-se uma grande proporção de espécies de leguminosas (Fabaceae), as quais contribuem para a restauração da fertilidade do solo pela fixação de nitrogênio atmosférico. A capacidade das leguminosas em fixar o nitrogênio atmosférico e disponibilizá-lo para as plantas pode auxiliar na manutenção da biodiversidade e na sustentabilidade de ecossistemas. Essas espécies têm alta relevância na revegetação de áreas que apresentam subsolo exposto (Franco et al. 2007), como nas áreas doadoras de grandes volumes de solo.



Figura 4. Parcelas doadoras de topsoil após a retirada do topsoil
(A) na área de referência e ao final de 14 meses (B).

De modo semelhante, as associações micorrízicas também são muito importantes no aumento da disponibilidade de nutrientes para as plantas, especialmente fósforo, em solos ácidos (Franco & Faria 1997). Pelo uso do *topsoil*, propicia-se a inoculação desses microrganismos, favorecendo a recuperação das propriedades do solo.

Nas comunidades vegetais estabelecidas inicialmente verificamos a ocorrência principal de espécies do cerrado, provavelmente oriundas dos remanescentes do entorno. A pouca contribuição do banco de sementes de espécies florestais presentes no *topsoil* provavelmente deve-se as condições ambientais restritivas para o seu estabelecimento. Porém, se as características edáficas são recuperadas, essas espécies poderiam se estabelecer futuramente, pela dispersão de diásporos das espécies florestais dos remanescentes do entorno.

Outro importante aspecto relacionado à diversidade é a disponibilidade de recursos no sistema para a fauna. Observou-se que diversos indivíduos floresceram e frutificaram no primeiro ano após a transposição do solo, provendo recursos para a fauna e atraindo polinizadores.

Muito embora as avaliações da sucessão ecológica tenham sido avaliadas por um curto período de tempo, presume-se que a mesma caminhe no sentido de estabelecimento de um ecossistema diferente da condição florestal anterior ao distúrbio. A maior parte das espécies estabelecidas são espécies de cerrado. No entanto, a restauração ecológica objetiva o restabelecimento da estabilidade e funções ecossistêmicas do ecossistema degradado, em detrimento da composição de espécies (Engel & Parrotta 2003).

Referências Bibliográficas

- Engel, V.L. & Parrotta, J.A. 2003. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: P.Y. Kageyama, R.E. Oliveira, L.F.D. Moraes, V.L. Engel, F.B. & Gandara (eds.). Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais. FEPAF, Botucatu, SP. 340p.
- Franco, A.A. & Faria, S.M. 1997. The contribution of N₂-fixing tree legumes to land reclamation and sustainability in the tropics. *Soil Biology & Biochemistry*, 29: 897-903.
- Franco, A.A.; Campello, E.F.C.; Faria, S.M.; Dias, L.E.; Castilho, A.F.; Fortes, J.L.O.; Neto, D.C.; Cerqueira, L.S.; Moreira, J.F. & Resende, A.S. 2007. Revegetação de áreas degradadas pela mineração e processamento de bauxita. In: J.M.F. Alba (orgs.). Recuperação de Áreas Mineradas: A Visão dos Especialistas Brasileiros. Embrapa Clima temperado, Pelotas, RS.
- Hobbs, R.J.; Arico, S.; Aronson, J.; Baron, J.S.; Bridgewater, P.; Cramer, V.A.; Epstein, P.; Ewel, J.J.; Klink, C.A.; Lugo, A.E.; Norton, D.; Ojima, D.; Richardson, D.M.; Sanderson, E.W.; Valladares, F.; Vilà, M.; Zamora, R. & Zobel, M. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, 15: 1-7.
- Machado NAM et al. (2013) Growing *Eremanthus erythropappus* in crushed laterite: A promising alternative to topsoil for bauxite- mine revegetation. *Journal of Environmental Management* 129:149-156
- McGrady-Steed, J.; Harris, P.M. & Morin, P.J. 1997. Biodiversity regulates ecosystem predictability. *Nature*, 390: 162-165.
- Onésimo CMG et al. (2021) Ecological succession in areas degraded by bauxite mining indicates successful use of topsoil. *Restoration Ecology* 29:e13303
- McCANN, K.S. 2000. The diversity-stability debate. *Nature*, 405: 228-233.
- TILMAN, D. 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology*, 80: 1455-1474.

*Homenagem póstuma à
Claudia Jacobi*

*"Ela veio do mar para
conhecer a montanha.*

E na montanha ficou.

*Mas, o mar era sua casa,
e para lá ela retornou."*

Por Yasmine Antonini



Editor Chefe

Prof. Dr. Francisco A. Moura Duarte

Editor Associado

Prof. Dr. David De Jong

Coordenador de Produção Gráfica,

Diagramação e Capa

Edmundo Cruz Canado

Foto da Capa

Thaise Bahia

Fotos do Miolo

Acervo projeto Fenix Emborcacao

Rua Carlos Chagas, 817 – Jardim Paulista
CEP 14090-190 – Ribeirão Preto, SP – Tel.: (16) 3620-1251
www.funpeceditora.com.br – editoracao@funpecrp.com.br

Este livro foi impresso pela São Francisco Grafica e Editora para
FUNPEC-Editora em fevereiro de 2022.

A fonte utilizada no texto foi Minion Pro no corpo 11
e o papel do miolo é Avena 80g/m².