



André Rodrigo Rech

Doutor em Ecologia pela Universidade Estadual de Campinas (Unicamp). Mestre em Botânica pelo INPA. Graduado em Ciências Biológicas pela Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD-Dourados). Docente do curso de Licenciatura em Educação do Campo na Faculdade Interdisciplinar em Humanidades (FIH) da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM). Coordenador do Centro de Estudos Avançados sobre o Funcionamento de Sistemas Ecológicos e Interações (Cafesin-Multiflor).

Orcid: 0000-0003-4685-7483



Diego Tassinari

Bolsista de pós-doutorado do projeto Pesquisa Ecológica de Longa Duração "Turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional: serviços ecossistêmicos e biodiversidade (PELD-TURF)" na Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM). Mestre e doutor em Ciência do Solo pela Universidade Federal de Lavras (UFLA). Engenheiro Agrônomo (UFLA).

Orcid: 0000-0003-4701-9668

As turfeiras são ecossistemas de transição entre ambientes terrestres e aquáticos, formados pela acumulação no tempo e no espaço de tecidos vegetais em condições de excessiva umidade, pouca disponibilidade de nutrientes, baixo pH e escassez de oxigênio, onde a matéria orgânica passa por processos de lenta humificação. Os ecossistemas de turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional (SdEM), situada no estado de Minas Gerais, formaram-se pela combinação sui generis de fatores ambientais, lançando as bases de sua grande biodiversidade, endêmica e peculiar. Durante milhares de anos esses ecossistemas foram se desenvolvendo, preservando proxies para a reconstituição ambiental, sequestrando cada vez mais carbono e aumentando sua capacidade de armazenar água ("efeito esponja") e regular a vazão dos cursos d'água. Estudos de reconstituição ambiental levados a cabo nesses ecossistemas evidenciaram várias mudanças paleoclimáticas regionais nos últimos 35 mil anos. O estoque de carbono sequestrado é de 4.877.840 toneladas e 142.138.262 m³ de água estão armazenados em 14.288 ha dessas turfeiras. Esses ecossistemas constituem as cabeceiras de rios das mais importantes bacias do Leste brasileiro: as bacias do Rio São Francisco, Rio Jequitinhonha e Rio Doce e regulam suas vazões no período seco do ano. Contudo, as turfeiras localizadas fora de unidades de conservação estão ameaçadas pela antropização. O Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração "Turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional: serviços ecossistêmicos e biodiversidade" – PELD TURF (CNPq e Fapemig), iniciado em 2021, intensificou a caracterização e o monitoramento da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos das turfeiras. Os resultados de duas décadas de pesquisa revelaram a importância desses ecossistemas para a biodiversidade, para o ciclo global do carbono, para os recursos hídricos regionais e para a reconstituição paleoambiental. Também ficou evidente que a rápida degradação desses ecossistemas, provocada principalmente pela antropização, pode comprometer irreversivelmente, no médio prazo, seus serviços ecossistêmicos, a biodiversidade e os estudos de reconstituição paleoambiental. Assim, é premente o empoderamento das comunidades locais e regionais acerca da importância dos ecossistemas de turfeiras tanto para o ambiente, para a socioeconomia e para a qualidade de vida de suas populações, como para o planeta.



TURFEIRAS DA SERRA DO ESPINHAÇO MERIDIONAL

editora Appris

Alexandre Christofaro Silva | André Rodrigo Rech | Diego Tassinari
(organizadores)

TURFEIRAS DA SERRA DO ESPINHAÇO MERIDIONAL

SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS, INTERAÇÕES BIÓTICAS E PALEOAMBIENTES



Alexandre Christofaro Silva

Estágio de pós-doutorado na USC/Espanha. Doutor em Solos e Nutrição de Plantas (Esalq/USP). Mestre em Ciências (UFLA). Graduado em Engenharia Agrônoma (UFLA). Docente do Departamento de Engenharia Florestal na Faculdade de Ciências Agrárias da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM). Bolsista Produtividade em Pesquisa (CNPq). Consultor do Programa da Organização das Nações Unidas "Global Peatlands Assessment" (GPA/ONU).

Orcid: 0000-0003-0418-6175



**TURFEIRAS DA SERRA
DO ESPINHAÇO MERIDIONAL**
SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS,
INTERAÇÕES BIÓTICAS E PALEOAMBIENTES

Editora Appris Ltda.

1.ª Edição - Copyright© 2022 dos autores

Direitos de Edição Reservados à Editora Appris Ltda.

Nenhuma parte desta obra poderá ser utilizada indevidamente, sem estar de acordo com a Lei nº 9.610/98. Se incorreções forem encontradas, serão de exclusiva responsabilidade de seus organizadores. Foi realizado o Depósito Legal na Fundação Biblioteca Nacional, de acordo com as Leis nºs 10.994, de 14/12/2004, e 12.192, de 14/01/2010.

Catálogo na Fonte

Elaborado por: Josefina A. S. Guedes

Bibliotecária CRB 9/870

T935t Turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional : serviços ecossistêmicos,
2022 interações bióticas e paleoambientes / Alexandre Christofaro Silva,
André Rodrigo Rech, Diego Tassinari (orgs.). - 1. ed. - Curitiba : Appris, 2022.
155 p. ; 21 cm.

Inclui referências.

ISBN 978-65-250-3413-3

1. Turfa – Minas Gerais. 2. Serviços ambientais. 3. Biodiversidade.
I. Silva, Alexandre Christofaro. II. Rech, André Rodrigo. III. Tassinari, Diego.
IV. Título.

CDD - 553.21

Livro de acordo com a normalização técnica da ABNT

Appris
editora

Editora e Livraria Appris Ltda.
Av. Manoel Ribas, 2265 – Mercês
Curitiba/PR – CEP: 80810-002
Tel. (41) 3156 - 4731
www.editoraappris.com.br

Printed in Brazil
Impresso no Brasil

Alexandre Christofaro Silva
André Rodrigo Rech
Diego Tassinari
(org.)

**TURFEIRAS DA SERRA
DO ESPINHAÇO MERIDIONAL**

SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS,
INTERAÇÕES BIÓTICAS E PALEOAMBIENTES

Appris
editora

FICHA TÉCNICA

EDITORIAL	Augusto V. de A. Coelho Marli Caetano Sara C. de Andrade Coelho
COMITÊ EDITORIAL	Andréa Barbosa Gouveia - UFPR Edmeire C. Pereira - UFPR Ireneide da Silva - UFC Jacques de Lima Ferreira - UP
SUPERVISOR DA PRODUÇÃO	Renata Cristina Lopes Miccelli
ASSESSORIA EDITORIAL	Renata Miccelli
REVISÃO	João Simino Monalisa Morais Gobetti
PRODUÇÃO EDITORIAL	William Rodrigues
DIAGRAMAÇÃO	Jhonny Alves dos Reis
REVISÃO DE PROVA	Alexandre Christófaros Silva Isabela Bastos
ADAPTAÇÃO DA CAPA	Sheila Alves
AQUARELA DA CAPA	Bárbara Lopes - Licenciada em Ciências Biológicas pela UFVJM, Aquarelista autodidata
FOTO CONTRACAPA	Alexandre Christófaros Silva. Local: Turfeira da Cabeceira do Rio Araçuaí - MG
COMUNICAÇÃO	Carlos Eduardo Pereira Karla Pipolo Olegário Kananda Maria Costa Ferreira Cristiane Santos Gomes
LANÇAMENTOS E EVENTOS	Sara B. Santos Ribeiro Alves
LIVRARIAS	Estevão Misael Mateus Mariano Bandeira
GERÊNCIA DE FINANÇAS	Selma Maria Fernandes do Valle

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM), pela oportunidade de caminhar e trabalhar na Serra do Espinhaço Meridional, “Reserva da Biosfera Terrestre” e berço de centenas de pujantes e estupendos ecossistemas de turfeiras. À Diamantina e seu povo, por nos acolher calorosamente, fazendo-nos filhos desse magnífico Patrimônio Cultural da Humanidade e arcabouço da história do Brasil. Ao Instituto Estadual de Florestas (IEF) e ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), pela parceria ao longo das últimas décadas, abrindo as unidades de conservação e oferecendo apoio logístico para nossos estudos. Ao parceiro e amigo Antônio Augusto Tonhão de Almeida, gestor do Parque Estadual do Rio Preto (IEF) e incansável protetor das turfeiras, que não mede esforços para suporte material e imaterial aos pesquisadores que chegam mensalmente ao Chapadão do Couto para estudar esses ecossistemas. À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (Fapemig), que vem financiando os estudos dos ecossistemas de turfeiras desde 2006, por meio dos processos CAG/APQ 1729-06, 01983-09, 01614-14, CRA/APQ 01000-18 e 01822-21 e CAG/PPM 00568-16 e pelas bolsas de iniciação científica, mestrado e doutorado. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio financeiro aos estudos de turfeiras, processos 500848/2009-2, 482815/2011-6, 301124/2012-4, 305721/2015-1, 303666/2018-8, 408162/2018-0, 400904/2019-5 e 302969/2021-7 e pelas bolsas de iniciação científica, mestrado e pós-doutorado. Ao apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (Capes) - Código de Financiamento 001, processo 2338007759/2011-52 e bolsas de mestrado, doutorado e pós-doutorado. À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (Fapesp), processos 2010/51637-0 e 2012/00676-1. Ao Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração “Turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional: serviços ecossistêmicos e bio-

diversidade” – PELD TURF, processos 441335/2020-9 (CNPq) e APQ-03364-21 (Fapemig), iniciado em fevereiro de 2021, que vai contribuir decisivamente para a construção do conhecimento sobre turfeiras tropicais de montanha. Aos pesquisadores integrantes da equipe PELD TURF, pela valiosa contribuição. Ao projeto “Contribuições da natureza para as pessoas: o papel de interações bióticas no funcionamento de serviços ecossistêmicos e ambientais no Vale do Jequitinhonha (MG-Brasil) financiado pelo CNPq (Processo 423939/2021-1), que se propõe a estudar a inclusão das interações ecológicas no funcionamento de serviços ecossistêmicos e ambientais e no planejamento de microbacias e que financia a editoração deste livro. Aos estudantes, hoje profissionais da iniciativa privada, pesquisadores e docentes Diego Faustolo Bispo, Vinícius Evangelista Silva, José Ricardo da Rocha Campos, Bárbara Pereira Christofaro Silva, Márcio Luiz da Silva e Samuel Ferreira da Fonseca, pelos trabalhos realizados nas turfeiras. Aos demais estudantes que também participaram desses trabalhos, mas que não foram citados nominalmente. À “energia vital”, à Ciência e ao Planeta Terra, que nos oportunizaram viver e aprender, uma vez que, nas palavras de Albert Einstein, “a única fonte do conhecimento é a experiência”. A todos nosso muito obrigado.

APRESENTAÇÃO

O amplo debate global sobre as mudanças climáticas, que progressivamente se aprofunda, remete à urgência de se identificar as causas e os mecanismos químicos e biológicos fundamentais dos processos naturais dominantes e como são desviados pela intervenção humana na escala planetária. A busca meticulosa por dados e o alinhamento das ideias principais que governam a dinâmica das transformações de sistemas representativos da superfície terrestre, como as turfeiras, são um trabalho a cumprir.

É o que nos revela este livro *Turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional: serviços ecossistêmicos, interações bióticas e paleoambientes*, em abordagem magistral, por Alexandre Christofaro Silva, professor titular do Departamento de Engenharia Florestal da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM), em Diamantina, Minas Gerais, que se dedica ao estudo sistemático das turfeiras da Serra Espinhaço Meridional (SdEM), desde meados da primeira década deste século 21; André Rodrigo Rech, professor adjunto da Licenciatura em Educação do Campo (UFVJM) e Diego Tassinari, pós-doutorando do Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal (UFVJM).

No Brasil, as turfeiras estão geograficamente distribuídas em vários biomas e somam mais de 50 mil quilômetros quadrados. Em Minas Gerais, os ecossistemas de turfeiras tropicais de montanha ocorrem sobretudo na SdEM, reconhecida pela Unesco como “Reserva da Biosfera Terrestre”. São ecossistemas particularmente importantes para (i) a biodiversidade; (ii) o ciclo global do carbono; (iii) os recursos hídricos regionais; e (iv) a reconstrução paleoambiental.

Este livro é uma preciosa fonte de consulta por técnicos, investigadores e, posta a linguagem precisa e acessível, também a leigos interessados nas razões ambientais, no papel das turfeiras no sequestro de gases, sobretudo do gás carbônico da atmosfera

terrestre, na regulação da vazão de aquíferos e na qualidade de vida da população humana. Oferece uma leitura cativante sobre o tema que, para tantos, é surpreendentemente novo ou, até aqui, virtualmente desconhecido. Tem, pois, o papel suplementar de estimular ou consolidar a consciência sobre a natureza e a necessidade de se conhecer e se preservar as turfeiras para a manutenção da vida neste planeta.

Professor José Domingos Fabris

Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

PREFÁCIO

O ano de 2003 traz a chegada do jovem Prof. Dr. Alexandre Christófaro Silva a Diamantina, o qual assumiria a cadeira de Pedologia nas antigas Faculdades Federais Integradas de Diamantina (Fafeid), que viria a ser o núcleo de onde se consolidaria alguns anos depois (2005) a UFVJM. Com sua curiosidade e criatividade, Alexandre observou a presença de solos orgânicos em algumas áreas úmidas do entorno, nas terras altas da Serra do Espinhaço Meridional (SdEM). Rapidamente se deu conta do significado do achado e da importância ambiental das turfeiras da SdEM. Inicia-se aí um longo período de pesquisas ininterruptas sobre as turfeiras como ecossistemas, registros de mudanças paleoambientais, biodiversidade e seus serviços para o ambiente.

Abordagem multidisciplinar, colaborações interinstitucionais no Brasil e no exterior, fluxo de intercâmbio de estudantes e pesquisadores, formação de recursos humanos, tudo isso sob a iniciativa de Alexandre, compuseram uma sequência de projetos de pesquisa financiados por agências estaduais (Fapemig, Fapesp) e nacionais (Capes, CNPq, Finep). O resultado foi o acúmulo de conhecimento multidisciplinar integrado sobre as turfeiras que foi e é divulgado na forma de publicações científicas internacionais (30), nacionais (6), outras de extensão universitária (4) e divulgação jornalística em meio digital e impresso (21).

Em 2022, surge então a oportunidade de recolher essa experiência em um livro. Alexandre reúne sua equipe da UFVJM e, com a colaboração de seu pós-doutorando Diego Tassinari e do Prof. Dr. André Rodrigo Rech (LEC/UFVJM), especialista em serviços ecossistêmicos e em uso de recursos naturais, editam esta obra de enorme valor científico e técnico que certamente será base para muitas tomadas de decisões de agentes públicos, órgãos reguladores e principalmente dos habitantes da SdEM que ocupam e usam aquela paisagem.

Em seu conteúdo, a obra nos traz a caracterização, a distribuição, os serviços ecossistêmicos e a biodiversidade dos ecossistemas de turfeiras na Serra do Espinhaço Meridional. Aborda ainda a reconstituição paleoambiental desde o Pleistoceno Tardio, a partir de indicadores encontrados nas turfeiras e demonstra a importância da preservação desses ecossistemas para a população da região e para o planeta.

Documento de enorme valor científico, resultado de rara e obstinada iniciativa de um professor e seus/suas colegas da UFVJM, universidade pública, gratuita e de qualidade do Brasil, este livro nos mostra o valor inestimável dos ecossistemas de turfeiras, fazendo jus à frase final do livro em que os autores afirmam: “Passado, presente e futuro, esse é o tempo no qual os ecossistemas de turfeiras da SdEM devem contribuir efetivamente para vida no Planeta Terra”.

Professor Pablo Vidal-Torrado

Esalq/USP

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	13
<i>Alexandre Christofaro Silva</i>	
CAPÍTULO 1	
FISIOGRAFIA DA SERRA DO ESPINHAÇO MERIDIONAL	25
<i>Alexandre Christofaro Silva</i>	
CAPÍTULO 2	
CARACTERIZAÇÃO DOS ECOSISTEMAS DE TURFEIRAS DA SERRA DO ESPINHAÇO MERIDIONAL	33
<i>Alexandre Christofaro Silva</i>	
CAPÍTULO 3	
SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS	49
<i>Alexandre Christofaro Silva, Cristiano Christofaro Matosinhos, Uidemar Morais Barral, Diego Tassinari</i>	
CAPÍTULO 4	
BIODIVERSIDADE	81
<i>Carlos Victor Mendonça Filho, Fabiane Nepomuceno Costa, Evandro Luiz Mendonça Machado, Anne Priscila Dias Gonzaga, Anete Pedro Lourenço, Christian Nathan da Silva Oliveira, Cristiane Coelho de Moura, Simone Nunes Fonseca, Thaís Ribeiro Costa, André Rodrigo Rech</i>	
CAPÍTULO 5	
PASSADO, PRESENTE E FUTURO	107
<i>Ingrid Horak-Terra, Camila Rodrigues Costa, Alexandre Christofaro Silva, Diego Tassinari</i>	
CONSIDERAÇÕES FINAIS	147
<i>Alexandre Christofaro Silva</i>	
SOBRE OS AUTORES	151

INTRODUÇÃO

Alexandre Christofaro Silva

As turfeiras são ecossistemas de transição entre ambientes terrestres e aquáticos, formados pela acumulação no tempo e no espaço de tecidos vegetais em condições de excessiva umidade, pouca disponibilidade de nutrientes, baixo pH e escassez de oxigênio, em que a matéria orgânica passa por processos de lenta humificação/mineralização (Moore, 1997; Costa, Irgang, Peixoto & Marangoni, 2003; Campos, Silva & Vidal-Torrado, 2012; Silva et al., 2013b). A matéria orgânica perde gradativamente a estrutura primária, originando produtos residuais que reagem novamente e se polimerizam (processos bio- e geoquímicos), formando compostos de estruturas complexas, com enriquecimento contínuo de carbono fixo (Pereira, Anjos & Valladares, 2005).

A maior parte dos ecossistemas de turfeiras do planeta ocorre em regiões boreais e temperadas (75 a 80%), e apenas 10 a 15% localizam-se nas regiões tropicais (Lappalainen, 1996). Sua importância no ciclo global do carbono é evidenciada por representarem 4,2% dos solos do planeta e armazenarem 28,4% do carbono estocado nesse recurso natural, o segundo maior compartimento ambiental que armazena carbono (Joosten, Clarke, 2002; Janfada, Headley, Peru & Barbour, 2006; Yu, 2012).

No Brasil, os ecossistemas de turfeiras ocupam uma área estimada de 54.730 km², que corresponde a 0,6% do território nacional (Joosten, 2009). Em Minas Gerais, os ecossistemas de turfeiras tropicais de montanha ocorrem na Serra do Espinhaço, com maior expressão na porção central, portanto, na Serra Espinhaço Meridional (SdEM), reconhecida pela Unesco como “Reserva da Biosfera Terrestre”. Esses ecossistemas apresentam grande relevância socioecológica, econômica, histórica, cultural, paisagística, geológica, arqueológica, paleontológica e científica.

A SdEM apresenta extensas superfícies de aplainamento escalonadas, situadas desde 1.000 m até 2.000 m de altitude. Nas depressões dessas superfícies de aplainamento, embasadas por litologias quartzíticas pouco permeáveis, a água é acumulada sazonalmente. Nos estágios iniciais da formação das turfeiras, na medida em que a água vai secando, a vegetação desenvolve-se, mas na estação chuvosa a depressão é alagada, a vegetação morre e o ciclo se repete anualmente. Assim, a matéria orgânica vai se acumulando lentamente, podendo chegar a mais de 6 metros de espessura (Silva et al., 2009; Horák-Terra et al., 2014, 2015 e 2020). A idade radiocarbônica da camada basal de ecossistemas de turfeiras da SdEM situados entre 1.200 e 1.300 m de altitude evidenciam que elas começaram a se formar no Pleistoceno, pelo menos há cerca de 45 mil anos A. P. (Horák-Terra et al., 2014; Silva et al., 2020).

Os ecossistemas de turfeiras tropicais de montanha da SdEM (Figura 1) têm, em média, 15% de seu volume constituído por matéria orgânica (e areia em pequena proporção) e 85% por água (Campos, Silva & Vidal-Torrado, 2012). São colonizados por vegetação de campo limpo úmido e floresta estacional semidecidual (Horák-Terra et al., 2015; Silva et al., 2019). São ainda pouco conhecidos no Brasil, mas prestam serviços ecossistêmicos como armazenamento de água e sequestro de carbono. Sua anaerobiose induz baixos valores do potencial redox, que contribui para a preservação de registros de mudanças climáticas e ambientais pretéritas, armazenando diversos marcadores (*proxies*), tais como grãos de pólen, fitólitos, fragmentos de carvão, entre outros microfósseis. Esses serviços, juntamente com a sua biodiversidade peculiar, tornam esses ecossistemas extremamente importantes local, regional e globalmente.

Figura 1 – Ecossistemas de turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional (SdEM): A e B) Cabeceira do Rio Araçuaí; C e D) Cabeceira do Rio Preto



Fonte: projeto PELD TURF

A função dos ecossistemas de turfeiras tropicais de montanha no ciclo hidrológico vai além do simples armazenamento de água. Elas funcionam como uma “esponja” (Gorham, 1991; Campos, et al., 2012; Barral, 2018), armazenando o excedente hídrico do período chuvoso e o liberando lentamente no período seco, regulando assim a vazão de cursos d’água como os Rios Jequitinhonha, Araçuaí, São Francisco e Doce no período da estiagem, por meio de tributários que têm suas cabeceiras nos ecossistemas de turfeiras da SdEM. Assim, contribuem para a manutenção da oferta nacional de água.

O contínuo aporte de matéria orgânica e a sua manutenção no ambiente devido à lenta decomposição torna esses ecossistemas ativos sequestradores de carbono, contribuindo assim para minimizar o aquecimento global (Campos et al., 2012; Silva et al., 2013b).

Além dos grãos de pólen, dos fitólitos, dos fragmentos de carvão e de microfósseis, outros *proxies* são também encontrados nas turfeiras da SdEM, tais como os isótopos de carbono e de nitrogênio e os elementos inorgânicos maiores e menores, traços e metais, que permitem inferir a respeito da cobertura vegetal, dos ciclos de erosão/sedimentação e poluição atmosférica, bem como sobre a dinâmica da paleopaisagem desde o Pleistoceno Tardio (Horák-Terra et al., 2020). Várias fases de mudanças do paleoclima e do paleoambiente nos últimos 32 mil anos foram evidenciadas a partir de estudos de reconstituição paleoambiental conduzidos nessas turfeiras (Schellekens et al., 2014; Horák-Terra et al., 2015, 2020; Silva et al., 2016, 2017, 2019, 2020; Luz et al., 2017; Costa, 2018; Costa et al., 2022). Esses ecossistemas também vêm sendo estudados para validação de teorias de ocupação humana da região desde o Holoceno Inferior.

Em relação à biodiversidade, a SdEM constitui importante barreira biogeográfica que separa em sua porção central dois expressivos biomas brasileiros: as áreas florestais da Mata Atlântica em sua encosta oriental, e áreas abertas de Cerrado até sua encosta oeste (Giulietti et al., 1997; Almeida-Abreu, Fraga & Neves, 2005, Silveira et al., 2016). Além da beleza cênica, tais áreas de transição (ou ecótonos) tendem a abrigar maior riqueza e abundância de espécies, porque suportam comunidades sobrepostas que normalmente seriam restritas a ecossistemas isolados (Kark, Allnutt, Levin, Manne & Williams, 2007; Vitorino, Vilas Boas da Frota, Ikeda Castrillon & Nunes, 2018; Sementili-Cardoso, Marques Vianna, Whitacker Gerotti & Donatelli, 2019). Os ecossistemas de turfeiras estão inseridos no Bioma Cerrado, mas o mosaico de vegetação que os coloniza inclui ilhas de florestas sazonais semidecíduais alto-montanas, os ditos capões de mata, que possuem composição florística similar às florestas do Bioma Mata Atlântica (Meguro, Pirani, Mello-Silva & Giulietti, 1996a, 1996b; Mendonça Filho, 2005; Souza, 2009; Bünger, Stehmann & Oliveira-Filho, 2014; Coelho et al., 2016, 2018a, 2018b). Essas ilhas estão cercadas por uma fitofisionomia do Cerrado, o campo limpo úmido, onde são encontradas várias espécies endêmicas (Mendonça Filho, 2005).

A importância desses ecossistemas é, além de estratégica, imprescindível para a qualidade de vida das populações tradicionais e comunidades regionais. Em 2019, a coleta de sempre-vivas, atividade secular realizada por populações tradicionais em áreas que abrangem as turfeiras da SdEM, ganhou reconhecimento da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO) como integrante do seletivo grupo dos “Sistemas Importantes do Patrimônio Agrícola Mundial” (Sipam), revelando para o Brasil e o mundo o papel desses ecossistemas para o desenvolvimento sustentável regional.

Apesar de sua importância ambiental, social, econômica e científica, esses ecossistemas têm sido continuamente pressionados pela antropização. As turfeiras situadas fora das unidades de conservação da SdEM têm sido constantemente atingidas por queimadas, feitas com intuito de estimular brotações na vegetação campestre, para alimentar bovinos e equinos criados de maneira extensiva. Essas queimadas contribuem para reduzir significativamente a biodiversidade local, além de causar perda de carbono por volatilização ou dissolvido na água, diminuindo gradativamente o volume das turfeiras, influenciando diretamente na perenidade e na vazão dos cursos d’água sob sua influência. Outro efeito deletério é o raleamento da vegetação, que expõe o solo à erosão, sendo os sedimentos gerados carregados para as turfeiras, provocando seu assoreamento e consequente diminuição gradativa e perene de sua capacidade de reter água, sequestrar carbono e de produzir sempre-vivas.

A conservação dessas áreas úmidas é de extrema relevância para a manutenção de seus serviços ecossistêmicos, para o extrativismo sustentável e para os estudos de reconstituição paleoambiental. Seus atributos possibilitariam enquadrá-las como Sítio Ramsar (áreas úmidas reconhecidas como de importância internacional pela Convenção de Ramsar), apesar de ainda não terem alcançado seu merecido reconhecimento como áreas protegidas pela legislação nacional. Nesse sentido, pesquisas de longa duração voltadas para a investigação dos padrões de funcionamento dos ecossistemas de turfeira e dos impactos causados pelas perturbações antrópicas e

mudanças ambientais tornam-se essenciais para a manutenção de suas funcionalidades. Em 2020, foi aprovado na Chamada CNPq/MCTI/CONFAP-FAPS/PELD n.º 21/2020 – Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração (PELD), o projeto para implementação do Sítio PELD “Turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional: serviços ecossistêmicos e biodiversidade” – PELD TURF, que entrou em execução em fevereiro de 2021.

Referências

Almeida-Abreu, P. A., Fraga, L. M. S., & Neves, S. de C. (2005). Fisiografia. In A. C. Silva, L. C. V. S. F. Pedreira, & P. A. A. Abreu (Orgs.), *Serra do Espinhaço Meridional: Paisagens e ambientes* (pp. 47-58). Belo Horizonte, MG/ Brasil: O Lutador.

Barral, U. M. (2018). *Hidrologia e fluxo de carbono em turfeiras tropicais de montanha*. (Tese de doutorado). Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina.

Bünger, M. D. O., Stehmann, J. R., & Oliveira-Filho, A. T. (2014). Myrta-ceae throughout the Espinhaço Mountain Range of centraleastern Brazil: floristic relationships and geoclimatic controls. *Acta Botanica Brasilica*, 28(1), 109-119. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062014000100011>.

Campos, J. R. D. R., Silva, A. C., & Vidal-Torrado, P. (2012). Mapping, organic matter mass and water volume of a peatland in Serra do Espinhaço Meridional. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 36, 723-732. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000300004>.

Campos, J. R. da R., Christófaros Silva, A., Nanni, M. R., dos Santos, M., & Vidal-Torrado, P. (2017). Influence of the structural framework on peat bog distribution in the tropical highlands of Minas Gerais, Brazil. *Catena*, 156, 228-236. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.04.018>.

Coelho, M. S., Fernandes, G. W., Pacheco, P., Diniz, V., Meireles, A., Santos, R. M., Carvalho, F. C., & Negreiros, D. (2016). Archipelago of montane forests surrounded by rupestrian grasslands: new insights and perspec-

tives. In G. W. Fernandes (Ed.), *Ecology and Conservation of mountain-top grasslands in Brazil* (pp. 129-153). New York: Springer, v. 1.

Coelho, M. S., Neves, F. S., Perillo, L. N., Morellato, P., & Fernandes, G. W. (2018a). Forest archipelagos: A natural model of metacommunity under the threat of fire. *FLORA (JENA)*, 1, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2017.03.013> 0367-2530.

Coelho, M. S., Carlos, P. P., Pinto, V. D., Meireles, A., Negreiros, D., Morellato, L. P. C., & Fernandes, G. W. (2018b). Connection between tree functional traits and environmental parameters in an archipelago of montane forests surrounded by rupestrian grasslands. *Flora*, 238, 51-59. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2017.04.003>.

Costa, C. S. B., Irgang, B. E., Peixoto, A. R., & Marangoni, J. C. (2003). Composição florística das formações vegetais sobre uma turfeira topográfica da planície costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Bot. Bras.*, 17(2), 203-212. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062003000200004>.

Costa, C. R. (2018). *Reconstituição paleoambiental utilizando uma abordagem multi-proxy em um registro da turfeira do Rio Preto, Minas Gerais, Brasil*. (Dissertação de mestrado). Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina.

Costa, C. R., Horák-Terra, I., Coe, H. H. G., Chueng, K. F., Machado, D. O. B. F., de Camargo, P. B., Barral, U. M., Tassinari, D., & Silva, A. C. (June 2022). Multi-proxy analysis of a Holocene records from a high-altitude tropical peatland in the Serra do Espinhaço Meridional, Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, (116)103795. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2022.103795>.

Giulietti, A. M., Pirani, J. R., Harley, R. M., Davis, S. D., Heywood, V. H., Herrera-MacBryde, O., ... Hamilton, A. C. (1997). *Centres of plant diversity: a guide and strategy for their conservation. The Americas* (pp. 397-404). Cambridge: IUCN Publication Unity.

Gorham E. (1991). Northern Peatlands: Role in the Carbon Cycle and Probable Responses to Climatic Warming on JSTOR. *Ecol. Appl.*, 1, 182-195. <https://doi.org/10.2307/1941811>.

Horák-Terra, I., Martínez Cortizas, A., De Camargo, P. B., Silva, A. C., & Vidal-Torrado, P. (2014). Characterization of properties and main processes related to the genesis and evolution of tropical mountain mires from Serra do Espinhaço Meridional, Minas Gerais, Brazil. *Geoderma*, 232-234, 183-197. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.05.008>.

Horák-Terra, I., Martínez Cortizas, A., da Luz, C. F. P., Rivas López, P., Silva, A. C., & Vidal-Torrado, P. (2015). Holocene climate change in central-eastern Brazil reconstructed using pollen and geochemical records of Pau de Fruta mire (Serra do Espinhaço Meridional, Minas Gerais). *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.*, 437, 117-131. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2015.07.027>.

Horák-Terra, I., Cortizas, A. M., Da Luz, C. F. P., Silva, A. C., Mighall, T., De Camargo, P. B., Mendonça-Filho, C. V., De Oliveira, P. E., Cruz, F. W., & Vidal-Torrado, P. (2020). Late Quaternary vegetation and climate dynamics in central-eastern Brazil: insights from a ~35k cal a bp peat record in the Cerrado biome. *J. Quat. Sci.*, 35, 664-676. <https://doi.org/10.1002/jqs.3209>.

Janfada, A., Headley, J., Peru, K., & Barbour, S. (2006). A laboratory evaluation of the sorption of oil sands naphthenic acids on organic rich soils. *J. Environ. Sci. Heal. - Part A Toxic/Hazardous Subst. Environ. Eng.*, 41, 985-997. <https://doi.org/10.1080/10934520600620105>.

Joosten, H., & Clarke, D. (2002). Wise use of mires and peatlands: Background and principles including a framework for decision making. International Mire Conservation Group. *International Peat Society*, Jyväskylä, v. 304.

Joosten, H. (2009). The Global Peatland CO₂ Picture. Wetlands International, Ede.

Kark, S., Allnutt, T. F., Levin, N., Manne, L. L., & Williams, P. H. (2007). The role of transitional areas as avian biodiversity centres. *Global Ecology and Biogeography*, 16(2), 187-196. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00274.x>.

Lappalainen, E. (1996). *Global peat resources*. [S.l.], International Peat Society.

Luz, C. F. P., Horák-Terra, I., Silva, A. C., Filho, C. V. M., & Vidal-Torrado, P. (2017). Pollen record of a tropical peatland (Pau de fruta) from the serra do espi-

nhaço meridional, Diamantina, state of Minas Gerais – angiosperms eudicotyledons. *Rev. Bras. Paleontol.*, 20, 3-22. <https://doi.org/10.4072/rbp.2017.1.01>.

Lynn, W., Mc Kinzie, W., & Grossman, R. (1974). Field Laboratory Tests for Characterization of Histosols. In A. R. Aandahl (Ed.), *Histosols: Their Characteristics, Classification, and Use* (v. 6, pp. 11-20). <https://doi.org/10.2136/sssaspepub6.c2>.

Machado, D. O. B. F., Chueng, K. F., Coe, H. H. G., Silva, A. C., & Costa, C. R. (2021). Paleoenvironmental reconstruction of the headwaters of the preto river, Minas Gerais state, Brazil, through siliceous bioindicators. *J. South Am. Earth Sci.*, 108. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2021.103349>.

Meguro, M., Pirani, J. R., Mello-Silva, R., & Giuliatti, A. M. (1996a). Estabelecimento de matas ripárias e capões nos ecossistemas campestres da Cadeia do Espinhaço. Minas Gerais. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo*, 1-11.

Meguro, M., Pirani, J. R., Mello-Silva, R., & Giuliatti, A. M. (1996b). Caracterização florística e estrutural de matas ripárias e capões de altitude da Serra do Cipó. Minas Gerais. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo*, 13-29. <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9052.v15i1p13-29>.

Mendonça Filho, C.V. (2005). Vegetação. In A. C. Silva, L. C. V. S. F. Pedreira, & P. A. A. Abreu (Orgs.), *Serra do Espinhaço Meridional: Paisagens e ambientes*. (pp. 121-135). Belo Horizonte: O Lutador.

Moore, P. D. (1997). Bog standards in Minnesota. *Nature*, 386, 655-657. <https://doi.org/10.1038/386655a0>.

Pereira, M. G., Anjos, L. H. C., & Valladares, G. S. (2005). Organossolo: ocorrência, gênese, classificação, alterações pelo uso agrícola e manejo. In P. V., Torrado, *Tópicos em Ciência do Solo IV* (pp. 233-277), Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.

Schellekens, J., Horák-Terra, I., Buurman, P., Silva, A. C., & Vidal-Torrado, P. (2014). Holocene vegetation and fire dynamics in central-eastern Brazil: Molecular records from the Pau de Fruta peatland. *Org. Geochem.*, 77, 32-42. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2014.08.011>.

Sementili-Cardoso, G., Marques Vianna, R., Whitacker Gerotti, R., & Donatelli, R. J. (2019). A bird survey in a transitional area between two major conservation hotspots in southeastern Brazil. *Check List*, 15(3), 527-548. <https://doi.org/10.15560/15.3.527>.

Silva, A. C., Horák, I., Vidal-Torrado, P., Cortizas, A. M., Racedo, J. R., & Campos, J. R. da R. (2009). Turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional - MG: II - influência da drenagem na composição elementar e substâncias húmicas. *Rev. Bras. Ciência do Solo*, 33, 1399-1408. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832009000500031>.

Silva, A. C., Silva, V. E., Silva, B. P. C., de Camargo, P. B., Pereira, R. C., Barral, U. M., Botelho, A. M. M., & Torrado, P. V. (2013). Composição lignocelulósica e isotópica da vegetação e da matéria orgânica do solo de uma turfeira tropical. II - Substâncias húmicas e processos de humificação. *Rev. Bras. Cienc. do Solo*, 37, 134-144. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000100014>.

Silva, M. L., & Silva, A. C. (2016). Gênese de turfeiras e mudanças ambientais quaternárias na Serra do Espinhaço Meridional–MG. *Geociências*, 35(3), 393-404.

Silva, M. L., & Silva, A. C. (2017). Gênese e evolução de turfeiras nas superfícies geomórficas da Serra Do Espinhaço Meridional – MG. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 18(1). <https://doi.org/10.20502/rbg.v18i1.1058>.

Silva, A. C., Barbosa, M. S., Barral, U. M., Silva, B. P. C., Fernandes, J. S. C., Viana, A. J. S., Filho, C. V. M., Bispo, D. F. A., Christófaros, C., Ragonezi, C., & Guilherme, L. R. G. (2019). Organic matter composition and paleoclimatic changes in tropical mountain peatlands currently under grasslands and forest clusters. *Catena*, 180, 69-82. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.04.017>.

Silva, A. C., Horák-Terra, I., Barral, U. M., Costa, C. R., Gonçalves, S. T., Pinto, T., Christófaros Silva, B. P., Cunha Fernandes, J. S., Mendonça Filho, C. V., & Vidal-Torrado, P. (2020). Altitude, vegetation, paleoclimate, and radiocarbon age of the basal layer of peatlands of the Serra do Espinhaço Meridional, Brazil. *J. South Am. Earth Sci.*, 103. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2020.102728>.

Silveira, F. A. O., Negreiros, D., Barbosa, N. P. U., Buisson, E., Carmo, F. F., Carstensen, D. W., Conceição, A. A., Cornelissen, T. G., Echternacht, L., Fernandes, G. W., Garcia, Q. S., Guerra, T. J., Jacobi, C. M., Lemos-Filho, J. P., Le Stradic, S., Morellato, L. P. C., Neves, F. S., Oliveira, R. S., Schaefer, C. E., Viana, P. L., & Lambers, H. (2016). Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. *Plant Soil*, 403, 129-152. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2637-8>.

Souza, D. T. (2009). *Composição florística e estrutura dos capões de altitude no Parque Estadual do Rio Preto, Minas Gerais*. (Dissertação de mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Suguio, K. (2010). Geologia do Quaternário e mudanças ambientais. Oficina de textos. 408p.

Vitorino, B. D., Vilas Boas da Frota, A., Ikeda Castrillon, S. K., & Nunes, J. R. da S. (2018). Birds of Estação Ecológica da Serra das Araras, state of Mato Grosso, Brasil: additions and review. *Check List*, 14(5), 893-922. <https://doi.org/10.15560/14.5.893>.

Yu, Z. C. (2012). Northern peatland carbon stocks and dynamics: A review. *Biogeosciences*, 9, 4071-4085. <https://doi.org/10.5194/bg-9-4071-2012>.

FISIOGRAFIA DA SERRA DO ESPINHAÇO MERIDIONAL

Alexandre Christofaro Silva

Localização

A região da SdEM que teve seus ecossistemas de turfeiras mapeados possui 11.801 km² e se situa entre os paralelos 17° 40' e 19° 30' S e os meridianos 43 15' e 44° 04' O, abrangendo os territórios de 26 municípios do estado de Minas Gerais. Tem início nas proximidades do município de Belo Horizonte e termina no município de Olhos d'Água, estendendo-se por cerca de 300 km na direção S-N. Na direção L-O, sua dimensão varia de 30 a 40 km nos extremos norte e sul a cerca de 100 km na sua região central, que corresponde ao Planalto de Diamantina. Limita-se a oeste/sudoeste e norte com o Cráton do São Francisco, a nordeste com litologias do Grupo Macaúbas, a leste com rochas do Embasamento Cristalino e ao sul com o Quadrilátero Ferrífero.

Geologia

A SdEM é formada essencialmente pelas rochas do Supergrupo Espinhaço, dividido em duas unidades principais: o Grupo Guinda e o Grupo Conselheiro Mata (Almeida Abreu, 1995; Silva, Pedreira & Almeida Abreu, 2005). O Grupo Guinda é constituído por uma sequência de sedimentos continentais, intercalados por metavulcanitos. O Grupo Conselheiro Mata é formado por um pacote de sedimentos marinhos, com contribuição de sedimentos continentais.

O Grupo Guinda, que engloba as Formações Galho do Miguel e Sopa-Brumadinho, é o mais representativo da SdEM e apresenta litologias compostas principalmente por quartzitos finos, quartzitos micáceos e filitos. Embasam cerca de 50% dos ecossistemas de turfeiras da SdEM (Silva, 2012).

O Grupo Conselheiro Mata, que abrange as Formações Rio Pardo Grande, Córrego Pereira, Córrego da Bandeira, Santa Rita e Córrego dos Borges, apresenta litologias compostas principalmente por quartzitos micáceos e finos, filitos, metassiltitos e metargilitos. Embasam aproximadamente 35% dos ecossistemas de turfeiras da SdEM (Silva, 2012).

Geomorfologia

A SdEM corresponde a um conjunto de terras altas na direção geral norte-sul e convexidade orientada para oeste. Como resultado de uma complexa evolução geotectônica, somado a processos exógenos, tornou-se um grande planalto, formado por superfícies de aplainamento escalonadas por altitude e separadas por vales dissecados (Silva et al., 2005; Saadi, 1995; Saadi & Valadão, 1987). As altitudes variam de 1.000 a 2.062 m (média de 1.250 m), tendo o ponto culminante no Pico do Itambé. Apresenta relevo rugoso, com vastos domínios de rochas expostas, e proeminente em relação às áreas adjacentes, sendo marcado por íngremes escarpas (Saadi, 1995; Silva et al., 2005).

Seus principais domínios geomórficos são o Domínio Montanhoso e o Domínio de Morros e Serras Baixas, que são embasados por litologias das Formações Córrego dos Borges, Galho do Miguel, Sopa-Brumadinho e Santa Rita. Cerca de 58% das turfeiras se encontram no Domínio de Morros e Serras Baixas e 35% se situam no Domínio Montanhoso (Silva, 2012; Silva et al., 2013). A altitude e as feições topográficas das superfícies de aplainamento são fundamentais para a formação dos ecossistemas de turfeiras da SdEM.

Solos

Na SdEM predominam afloramentos de rochas quartzíticas, por vezes associadas a Neossolos. Os solos mais comumente encontrados são Neossolos Litólicos Distróficos típicos, Neossolos Quartzarênicos Distróficos típicos, Neossolos Quartzarênicos Hidromórficos típicos, todos derivados de quartzitos e, secundariamente, Cambissolos Háplicos Tb Distróficos típicos, derivados de filitos (Silva, 2004a, 2004b, 2004c; Silva et al., 2005).

Nos ecossistemas de turfeiras predominam Organossolos Háplicos Sápricos típicos, mas também são encontrados Organossolos Háplicos Hêmicos típicos, Organossolos Háplicos Fíbricos típicos e Organossolos Háplicos Sápricos térricos (Horák-Terra, Martínez Cortizas, De Camargo, Silva & Vidal-Torrado, 2014; Silva et al., 2019).

Nas áreas de recarga hídrica dos ecossistemas de turfeiras predominam Neossolos Litólicos Distróficos típicos, Cambissolos Háplicos Tb Distróficos típicos e, secundariamente, Neossolos Flúvicos Tb Distróficos típicos (Abreu-Filho et al., 2021). Todos esses solos foram classificados de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Santos et al., 2018).

Clima

Apesar de o clima atual ser classificado de maneira geral, de acordo com a classificação de Koppen, como Cwb, ou seja, mesotérmico com chuvas de verão e verões brandos, a altitude e a latitude influenciam fortemente os parâmetros climáticos na SdEM.

A precipitação pluviométrica média anual varia de 1.000 a mais de 1.500 mm e as temperaturas médias anuais oscilam de menos de 16 a 24 °C. Mais de 90% das turfeiras ocorrem em áreas onde a precipitação média anual é maior que 1.200 mm e a temperatura média anual oscila entre menos de 19 e 22 °C (Silva, 2012).

Na Estação Climatológica Automática de Diamantina (A537), situada na SdEM, nas coordenadas 18° 13' 47,2" de latitude sul e

43° 36' 58,2" de longitude oeste, a 1.322 m de altitude, os valores médios anuais de precipitação pluviométrica e de temperatura são, respectivamente, de 1.322 mm e de 18,7 °C. Já na Estação Climatológica Automática do Chapadão do Couto (SdEM) situada nas coordenadas 18° 13' 16,4" de latitude sul e 43° 19' 41,6" de longitude oeste, a 1.573 m de altitude, os valores médios anuais de precipitação pluviométrica e de temperatura são, respectivamente, de 1.472 mm e de 16,7 °C (entre 2016 e 2021, dados não publicados).

Essas estações estão separadas por 30 km e a diferença de altitude entre elas é de 250 m. Como a diferença de latitude é muito pequena, pode-se inferir que as diferenças entre as temperaturas médias anuais e a precipitação média anual (respectivamente 2 °C e 250 mm) são devidas à altitude. As amplitudes de altitude e de latitude na SdEM são, respectivamente, maior que 1.000 m e de cerca de 1° e 50'. Assim, pode-se presumir que a variação nesses parâmetros climáticos é ainda maior.

Hidrografia

A SdEM é o divisor de águas e cabeceira das 3 maiores bacias do Leste brasileiro. Aí nascem o Rio Jequitinhonha e seu maior tributário, o Rio Araçuaí, e importantes tributários do Rio São Francisco, como o Rio Jequitaí e o Rio Paraúna; e do Rio Doce, como o Rio Santo Antônio e o Rio Vermelho. As cabeceiras desses rios são formadas por turfeiras tropicais de montanha. Muitos dos cursos d'água que aí nascem têm o nome em alusão à cor escura de suas águas, consequência dos ácidos orgânicos provenientes dos ecossistemas de turfeiras. Tributários e subtributários do Rio São Francisco, como os rios Pardo Grande, Pardo Pequeno e Paraúna (rio de águas escuras em Tupi); do Rio Jequitinhonha, como Rio Jequitinhonha Preto e Rio Preto; e do Rio Doce, como Rio Vermelho, têm suas cabeceiras nesses ecossistemas¹.

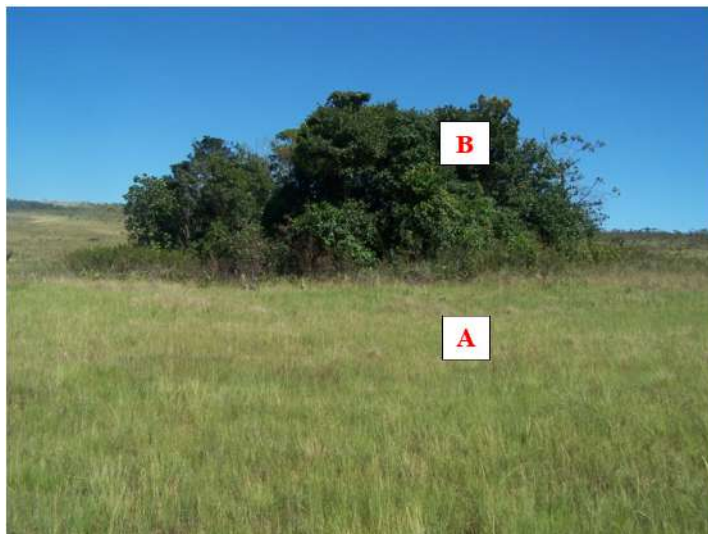
¹ Como veremos no Mapa 1 do próximo capítulo.

Vegetação

A SdEM constitui uma barreira biogeográfica que separa dois importantes biomas brasileiros: as áreas florestais da Mata Atlântica em sua encosta oriental, e áreas abertas de Cerrado até sua encosta oeste (Giulietti et al., 1997; Almeida-Abreu, Fraga, Neves, 2005; Silveira et al., 2016). As fitofisionomias do Bioma Cerrado predominam amplamente. As mais comumente encontradas são o campo rupestre, o campo cerrado, o campo limpo, o campo limpo úmido, o cerrado rupestre e o cerrado *stricto sensu*.

Mais de 98% dos ecossistemas de turfeiras ocorrem no domínio do Bioma Cerrado. A cobertura vegetal predominante desses ecossistemas é o campo limpo úmido, mas ocorrem “ilhas” de floresta estacional semidecidual, conhecidas localmente como “capões de mata” (Figura 1), formados principalmente por espécies da Mata Atlântica e do Cerrado (Gonçalves et al., 2020; Gonçalves, 2021).

Figura 1 – Cobertura Vegetal das turfeiras da SdEM; A) Campo Limpo Úmido; B) Floresta Estacional Semidecidual (Capão de mata)



Fonte: Silva et al. (2019)

Referências

Abreu-Filho, A. P, Costa, C. R., Gomes, I. R., Barral, U. M., Viana, A. J. S., Tassinari, D., & Silva, A. C. (2021). Os solos e a evolução de paisagens na Serra do Espinhaço Meridional, Brasil. *Revista Espinhaço*, 10(1). <https://doi.org/10.5281/zenodo.5083372>.

Almeida Abreu, P. A. A. (1995). O Supergrupo Espinhaço da Serra do Espinhaço Meridional (Minas Gerais): O Rifte, a Bacia E O Orógeno. *Geonomos*, 3, 1-18. <https://doi.org/10.18285/geonomos.v3i1.211>.

Almeida-Abreu, P. A., Fraga, L. M. S., Neves, S. de C. (2005). Fisiografia. In A. C. Silva, L. C. V. S. F. Pedreira, & P. A. A. Abreu, *Serra do Espinhaço Meridional: Paisagens e ambientes* (pp. 47-58). Belo Horizonte: O Lutador.

Giulietti, A. M., Pirani, J. R., Harley, R. M., Davis, S. D., Heywood, V. H., Herrera-MacBryde, O., ... Hamilton, A. C. (1997). Centres of plant diversity: a guide and strategy for their conservation (pp. 397-404). *The Americas*. Cambridge: IUCN Publication Unity.

Gonçalves, T. S., Silva, A. C., Victor, C., Filho, M., Rodrigues Costa, C., & Lopes Braga, I. (2020). The Capões of Seasonal Semi-deciduous Forest in the Cerrados and Rupestrian Fields of the Espinhaço Chain. *Int. J. Geosci. Eng. Technol.*, 1, 43-48.

Gonçalves, T. S. (2021). Origem e Evolução Fitogeográfica dos Capões de Mata Associados aos Ecossistemas de Turfeiras da Serra Do Espinhaço Meridional – MG. (Tese de doutorado). Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina.

Horák-Terra, I., Martínez Cortizas, A., De Camargo, P. B., Silva, A. C., & Vidal-Torrado, P. (2014). Characterization of properties and main processes related to the genesis and evolution of tropical mountain mires from Serra do Espinhaço Meridional, Minas Gerais, Brazil. *Geoderma*, 232-234, 183-197. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.05.008>.

Saadi, A., Valadão, R. (1987). O Cenozóico da porção mediana-central do Espinhaço Meridional, primeira síntese. *CONG. DA ABEQUA*, 1, 393-407.

Saadi, A. (1995). A Geomorfologia da Serra do Espinhaço em Minas Gerais e de suas margens. *Geonomos*, 3, 41-63. <https://doi.org/10.18285/geonomos.v3i1.215>.

Santos, H. G., Jacomine, P. K. T., Dos Anjos, L. H. C., De Oliveira, V. A., Lumbreras, J. F., Coelho, M. R., & Cunha, T. J. F. (2018). *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Brasília, DF: Embrapa.

Silva, A. C. (2004a). *Diagnóstico e avaliação pedológica para o plano de manejo do Parque Estadual do Biribiri*. Diamantina: SEMAD/IEF, 37p.

Silva, A. C. (2004b). *Diagnóstico e avaliação pedológica para o plano de manejo do Parque Estadual do Rio Preto*. Diamantina: SEMAD/IEF, 34p.

Silva, A. C. (2004c). *Diagnóstico e avaliação pedológica para o plano de manejo do Parque Estadual do Pico do Itambé*. Diamantina: SEMAD/IEF, 31p.

Silva, A. C., Pedreira, L. C. V. S. F., & Almeida Abreu, P. A. (2005). *Serra do Espinhaço Meridional: Paisagens e ambientes*. Belo Horizonte, O Lutador.

Silva, A. C. (2005). Solos. In A. C. Silva, L. C. V. S. F. Pedreira, & P. A. A. Abreu (Orgs.), *Serra do Espinhaço Meridional: Paisagens e Ambientes* (pp. 50-78). Belo Horizonte: O Lutador.

Silva, A. C., Barbosa, M. S., Barral, U. M., Silva, B. P. C., Fernandes, J. S. C., Viana, A. J. S., Filho, C. V. M., Bispo, D. F. A., Christófar, C., Ragonezi, C., & Guilherme, L. R. G. (2019). Organic matter composition and paleoclimatic changes in tropical mountain peatlands currently under grasslands and forest clusters. *Catena*, 180, 69-82. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.04.017>.

Silva, M. L. (2012). *Turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional: mapeamento e estoque de matéria orgânica*. (Tese de doutorado). Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina.

Silva, M. L., Silva, A. C., Silva, B. P. C., Barral, U. M., Soares, P. G. S., & Vidal-Torrado, P. (2013). Surface Mapping, organic matter and water stocks in peatlands of the Serra do Espinhaço Meridional - Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 37, 1149-1157. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000500004>.

Silveira, F. A. O., Negreiros, D., Barbosa, N. P. U., Buisson, E., Carmo, F. F., Carstensen, D. W., Conceição, A. A., Cornelissen, T. G., Echternacht, L., Fernandes, G. W., Garcia, Q. S., Guerra, T. J., Jacobi, C. M., Lemos-Filho, J. P., Le Stradic, S., Morellato, L. P. C., Neves, F. S., Oliveira, R. S., Schaefer, C. E., Viana, P. L., & Lambers, H. (2016). Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. *Plant Soil*, 403, 129-152. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2637-8>.

CARACTERIZAÇÃO DOS ECOSSISTEMAS DE TURFEIRAS DA SERRA DO ESPINHAÇO MERIDIONAL

Alexandre Christofaro Silva

Distribuição das turfeiras na Serra do Espinhaço Meridional

Os dados apresentados neste tópico foram extraídos de Silva (2012) e Silva et al. (2013).

A porção norte da SdEM possui 11.801 km² (1.180.109 ha) distribuídos entre as bacias do Rio São Francisco (44% da área total), do Rio Jequitinhonha (30% da área total) e do Rio Doce (26% da área total), conforme indicado na Tabela 1.

Tabela 1 – Área das bacias hidrográficas na porção norte da SdEM

Bacia hidrográfica	Área (ha)	Área (km ²)	Área (%)
Rio São Francisco	520.664	5.206,7	44
Rio Jequitinhonha	352.853	3.528,5	30
Rio Doce	306.592	3.065,9	26
Total	1.180.109	11.801,1	100

Fonte: Silva (2012)

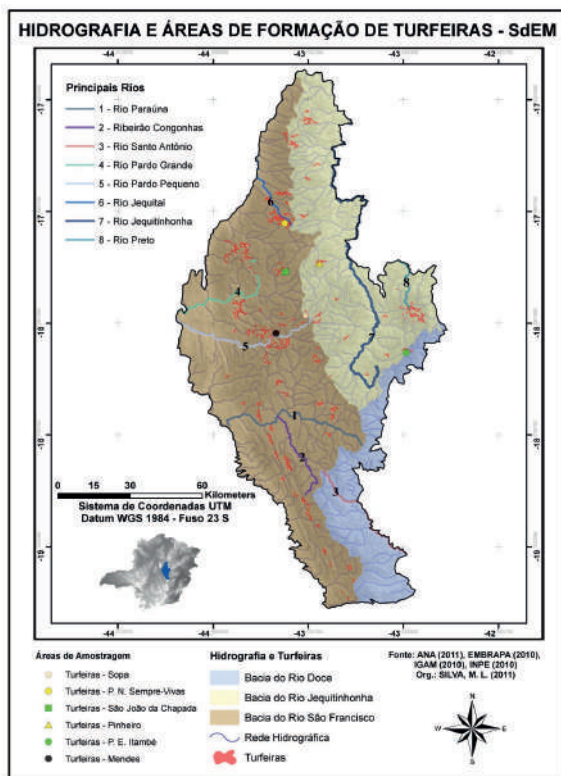
Os ecossistemas de turfeiras ocupam 14.288 ha (142,9 km²), que correspondem a 1,2% da área total (Mapa 1). A bacia do Rio São Francisco apresenta maior área ocupada por turfeiras (75,07% da área total), seguida pela Bacia do Rio Jequitinhonha (23,72% da área total) e pela Bacia do Rio Doce (1,21% da área total), conforme indicado na Tabela 2. Na Bacia do São Francisco, elas ocorrem na proporção de 2,06 ha km⁻², enquanto na Bacia do Rio Jequitinhonha elas ocupam 0,96 ha km⁻².

Tabela 2 – Área ocupada pelos Ecossistemas de turfeiras nas Bacias Hidrográficas da SdEM

Bacia hidrográfica	Área ocupada pelos ecossistemas de turfeiras da SdEM		
	ha	km ²	% do total
Rio São Francisco	10.726,36	107,3	75,07
Rio Jequitinhonha	3.388,94	33,9	23,72
Rio Doce	172,25	1,7	1,21
Total	14.287,55	142,9	100

Fonte: Silva (2012) e Silva et al. (2013)

Mapa 1 – Distribuição das turfeiras nas bacias hidrográficas da porção norte da Serra do Espinhaço Meridional



Fonte: Silva (2012) e Silva et al. (2013)

A SdEM é um grande planalto, com grandes superfícies de aplainamento escalonadas por altitude e separadas por vales dissecados (Saadi & Valadão, 1987). Nas depressões dessas superfícies de aplainamento, que ocorrem desde 1.000 até 2.000 m de altitude, são formados os ecossistemas de turfeiras. Mais de 75% da área ocupada por esses ecossistemas se situa entre 1.100 e 1.350 m de altitude. Cerca de 14% dessa área está localizada acima de 1.500 m de altitude e menos de 11% se situa entre 1.000 e 1.100 m de altitude (Tabela 3).

Tabela 3 – Distribuição dos ecossistemas de turfeiras da SdEM por nível altimétrico

Níveis Altimétricos	Área ocupada pelos ecossistemas de turfeiras da SdEM			
	(m)	(ha)	km ²	%
>1.650	172	1,7	1,21	
1.500-1.650	1.027	10,3	7,19	
1.350-1.500	794	7,9	5,56	
1.100-1.350	10.756	107,6	75,27	
1.000-1100	1.539	15,4	10,77	
Total	14.287,55	142,9	100	

Fonte: Silva (2012)

A altitude influencia fortemente o clima. Cerca de 40% das turfeiras ocorrem em áreas onde a precipitação média anual é maior que 1.500 mm e 54% ocorrem onde a precipitação média anual varia entre 1200 e 1.500 mm. Em 23% das áreas de ocorrência de turfeiras a temperatura média anual é menor que 19 °C e em 68% das áreas de ocorrência a temperatura média anual varia de 19 a 22°C (Silva, 2012).

Em síntese, as turfeiras ocorrem preferencialmente em áreas de precipitação pluviométrica mais elevada, que favorece a anaerobiose, e temperaturas mais amenas, que diminui a atividade dos microrganismos decompositores. Assim, os processos de humificação/mineraliza-

ção da matéria orgânica são mais lentos, o que provoca seu acúmulo. As idades radiocarbônicas da camada basal de algumas turfeiras da SdEM alcançam 45 mil anos A. P. (Silva et al., 2020), indicando que elas começaram a ser formadas no Pleistoceno Tardio.

Por fim, cabe salientar que a área total ocupada pelos ecossistemas de turfeiras pode estar subestimada, uma vez que a resolução das imagens de satélite utilizadas não possibilitava identificar turfeiras menores que 1 ha, que são muito comuns na SdEM. Outrossim, a erosão/sedimentação e processos geomorfológicos soterraram várias áreas ocupadas por turfeiras (Campos, Silva, Slater, Nanni & Vidal-Torrado, 2016), impossibilitando seu mapeamento por sensoriamento remoto.

Caracterização dos Organossolos dos ecossistemas de turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional

Todos os solos dos ecossistemas de turfeiras pertencem à ordem dos Organossolos (Santos et al., 2018): Organossolo Háplico Sáprico típico (predominante), Organossolo Háplico Hêmico típico, Organossolo Háplico Fíbrico típico e Organossolo Háplico Sáprico térrico (Horák-Terra, Martínez Cortizas, De Camargo, Silva & Vidal-Torrado, 2014; Silva et al., 2019).

De acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) (Santos et al., 2018, p. 99), organossolos são definidos como

[...] solos pouco evoluídos, com preponderância de características devidas ao material orgânico, de coloração preta, cinzenta muito escura ou brunada, resultantes de acumulação de resíduos vegetais, em graus variáveis de decomposição, em condições de drenagem restrita (ambientes de mal a muito mal drenados) ou saturados com água por apenas poucos dias durante o período chuvoso, como em ambientes úmidos e frios de altitudes elevadas.

Eles correspondem à ordem dos Histosols, na *Soil Taxonomy* (Soil Survey Staff, 2014). A ocorrência desses solos é condicionada

pela existência de horizonte hístico, que é um horizonte diagnóstico superficial onde predominam características decorrentes dos altos teores de material orgânico, com teores de carbono orgânico do solo superiores a 80 g kg^{-1} (Santos et al., 2018).

No nível de subordem, todos os organossolos das turfeiras da SdEM são classificados como háplicos, ou seja, que têm uma expressão típica de certos traços (típico no sentido de que não há caracterização adicional ou significativa). No nível de grande grupo podem ser sápricos (material orgânico em estágio avançado de decomposição), fíbricos (material orgânico menos decomposto, constituído de fibras, facilmente identificável como de origem vegetal) ou hêmicos (material orgânico em estágio de decomposição intermediário entre fíbrico e sáprico). No nível de subgrupo, podem ser térricos (apresentam horizontes e/ou camadas constituídos por materiais minerais) ou típicos (organossolos que não têm as características definidas para os demais subgrupos) (Santos et al., 2018).

As tabelas 4 e 5 apresentam atributos físicos, químicos e morfológicos de Organossolos Háplicos Sápricos típicos do ecossistema de turfeiras da cabeceira do Rio Preto, sob vegetação de campo limpo úmido e de capão de mata (Bispo, 2013; Bispo et al., 2015).

A grande maioria das camadas apresenta cores escuras e estágio de decomposição da matéria orgânica avançado (sáprico). Os teores de fibra não esfregada (FNE) são, em geral, mais elevados do que os de fibra esfregada (FE) e ambos oscilam em profundidade. Quanto mais fibras, menos decomposta está a matéria orgânica. A umidade gravimétrica (Ug) é muito mais elevada nas primeiras camadas e diminui em profundidade, alcançando valores superiores a 1.000% na turfeira do Rio Preto (Tabela 4).

Tabela 4 – Atributos físicos, químicos e morfológicos dos Organossolos Hápicos Sáprios típicos dos ecossistemas de turfeiras da cabeceira do Rio Preto, sob campo limpo úmido e sob floresta estacional semidecidual (capão de mata)

Fito-fisionomia	Camada cm	Cor pelo Pirofotofato	Estágio de decomposição da matéria orgânica	² FNE	² FE	² Ug	² VTP	² DS	² Dmo	² Dp	² MO	² MM	² RM	-----dag kg ⁻¹ -----	m m ⁻¹
Campo Limpo Úmido	0-15	10YR 6/3	hêmico	40,0	20,7	776	91,8	0,12	0,09	1,4	76,6	23,4	0,02		
	15-30	10YR 5/3	sáprio	28,3	15,3	1058	94,3	0,09	0,07	1,4	77,5	22,5	0,01		
	30-45	10YR 4/3	sáprio	25,0	13,7	1347	95,2	0,07	0,05	1,4	77,7	22,3	0,01		
	45-60	10YR 3/2	sáprio	16,7	3,1	681	92,4	0,13	0,08	1,5	61,4	38,6	0,04		
	60-75	10YR 2/1	sáprio	35,0	18,7	328	88,3	0,28	0,12	1,6	46,3	53,7	0,11		
	75-90	10YR 2/1	sáprio	38,3	19,0	279	84,2	0,30	0,12	1,9	40,8	59,2	0,12		
	90-105	10YR 2/1	sáprio	36,7	14,3	277	83,2	0,30	0,12	2,1	42,3	57,7	0,12		
	105-120	10YR 2/1	hêmico	35,7	22,3	220	74,6	0,43	0,11	2,3	31,7	68,3	0,21		
	120-135	10YR 3/2	sáprio	22,3	5,3	62	65,3	1,01	0,08	2,7	8,2	91,8	0,62		
	135-150	10YR 2/1	sáprio	26,7	10,3	99	78,6	0,84	0,08	2,4	12,1	87,9	0,50		
Capão de Mata	150-165	10YR 3/2	sáprio	20,7	5,7	79	71,8	0,92	0,08	2,5	9,2	90,8	0,56		
	165-180	10YR 2/2	sáprio	20,0	8,0	53	63,4	1,09	0,06	2,6	6,0	94,0	0,68		
	180-195	10YR 2/1	sáprio	20,0	1,3	60	62,8	0,94	0,07	2,5	7,1	92,9	0,58		
	0-15	10YR 5/4	hêmico	51,7	30,7	579	88,7	0,15	0,13	1,3	85,2	14,8	0,01		
	15-30	10YR 4/3	sáprio	43,3	15,3	614	93,2	0,14	0,10	2,2	73,7	26,3	0,03		
	30-45	10YR 3/3	sáprio	23,3	6,3	571	92,8	0,15	0,10	1,6	67,7	32,3	0,03		

45-60	10 YR 3/4	sáprico	30,0	10,0	649	91,1	0,13	0,10	1,4	73,4	26,6	0,02
60-75	10 YR 3/3	hêmico	18,3	8,7	539	90,4	0,16	0,11	1,5	69,9	30,1	0,03
75-90	10 YR 3/3	sáprico	25,0	11,3	460	88,7	0,18	0,12	1,6	66,3	33,7	0,04
90-105	10 YR 4/4	hêmico	26,7	10,3	572	89,5	0,15	0,11	1,5	73,3	26,7	0,03
105-120	10 YR 3/3	sáprico	30,0	9,0	578	90,7	0,15	0,10	1,5	69,8	30,2	0,03
120-135	10 YR 3/4	sáprico	23,3	2,7	438	87,7	0,19	0,11	1,8	55,7	44,3	0,06
135-150	10 YR 3/3	sáprico	15,3	5,7	385	87,7	0,21	0,10	1,9	49,9	50,1	0,07
150-165	10 YR 3/3	sáprico	25,0	6,7	366	87,9	0,23	0,09	1,9	42,0	58,0	0,09
165-180	10 YR 3/3	sáprico	21,7	3,0	344	86,6	0,25	0,11	2,4	46,3	53,7	0,1
180-195	10 YR 3/3	sáprico	25,0	7,7	384	86,5	0,22	0,13	1,8	58,3	41,7	0,06
195-210	10 YR 2/2	sáprico	23,3	3,0	372	90,3	0,25	0,14	1,8	57,2	42,8	0,08
210-225	10 YR 2/2	sáprico	15,0	2,0	148	69,8	0,56	0,13	2,5	27,2	72,8	0,29
225-240	10 YR 2/2	não se aplica (camada mineral)	11,7	5,3	52	47,1	1,17	0,09	2,9	10,0	90,0	0,72
240-255	10 YR 7/2	não se aplica (camada mineral)	3,3	0,7	36	48,8	1,34	0,08	2,6	5,8	94,2	0,84

²Teste para caracterização de organossolos (Lynn et al., 1974; Santos et al., 2018): FNE: fibra não esfregada; FE: fibra esfregada; Ug: unidade gravimétrica; VTP: volume total de poros; Ds: densidade do solo; Dmo: densidade da matéria orgânica; Dp: densidade de partículas; MO: matéria orgânica; MM: material mineral; RM resíduo mínimo.

Fonte: Bispo (2013)

Tabela 5 – Atributos químicos dos Organossolos Háplicos Sápricos típicos dos ecossistemas de turfeiras da cabeceira do Rio Preto, sob campo limpo úmido e sob floresta estacional semidecidual (capão de mata)

Fito- fisio- no- mia	Ca- mada cm	¹ pH CaCl ₂	² pH H ₂ O	² P disp	² K ⁺	² Ca ²⁺	² Mg ²⁺	² (H ⁺ + Al ³⁺)		² T	² m	² V	³ N	³ C	³ H	⁴ MO		
								-----cmol _c dm ⁻³ -----	-----%-----									
	0-15	3,9	4,8	3,3	116,2	0,6	0,3	2,7	22,1	1,2	3,9	23,3	69,0	5,0	1,9	33,9	6,5	58,4
	15-30	4,0	4,8	6,1	34,5	0,4	0,1	3,0	30,9	0,6	3,6	31,5	84,0	2,0	2,1	32,4	5,7	55,8
	30-45	4,2	4,7	5,4	28,3	0,2	0,1	3,9	30,9	0,4	4,3	31,3	91,0	1,0	2,1	36,7	6,2	63,3
	45-60	4,3	4,9	6,3	3,1	0,2	0,1	3,3	24,7	0,3	3,6	35,0	91,0	1,0	1,4	24,9	4,5	43,0
Campo Limpo	60-75	4,3	4,8	5,2	3,1	0,1	0,1	3,2	22,1	0,2	3,4	22,3	94,0	1,0	0,9	18,9	3,2	32,5
Úmido	75-90	4,4	4,8	5,1	3,1	0,2	0,1	2,9	17,7	0,3	3,2	18,0	90,0	2,0	1,0	20,5	4,0	35,4
	90-105	4,4	4,7	5,4	3,1	0,2	0,1	2,3	19,8	0,3	2,6	20,1	88,0	2,0	1,2	24,5	4,5	42,2
	105-120	4,4	4,9	6,9	3,1	0,1	0,1	2,0	22,1	0,2	2,3	22,3	91,0	1,0	1,2	21,3	4,0	36,7
	120-135	4,4	4,8	10,6	3,1	0,3	0,1	1,2	11,4	0,4	1,6	11,8	75,0	3,0	0,6	11,4	2,5	19,6
	135-150	4,4	4,8	13,7	3,1	0,2	0,1	1,4	17,7	0,3	1,8	18,0	82,0	2,0	0,2	3,9	1,0	6,8

150-165	4,3	4,8	14,5	3,1	0,1	0,1	1,7	17,7	0,2	1,9	17,9	89,0	1,0	0,2	3,9	1,1	6,7
165-180	4,4	4,9	15,6	3,1	0,2	0,1	1,4	12,7	0,3	1,7	13,0	82,0	2,0	0,2	3,8	1,0	6,6
180-195	3,6	5,0	16,3	3,1	0,1	0,1	1,1	8,1	0,2	1,3	8,3	84,0	3,0	0,4	7,1	1,5	12,3
0-15	3,5	4,5	11,5	263,8	0,4	0,2	3,1	43,1	1,3	4,4	44,4	71,0	3,0	2,3	37,2	6,4	64,1
15-30	3,4	4,3	6,3	91,1	0,5	0,2	5,3	43,1	0,9	6,3	44,0	85,0	2,0	1,6	36,1	5,0	62,3
30-45	3,4	4,4	6,5	22,0	0,2	0,1	5,8	43,1	0,4	6,2	43,5	94,0	1,0	1,4	33,5	4,8	57,8
45-60	4,0	4,4	8,9	6,3	0,2	0,1	4,0	24,7	0,3	4,4	25,0	93,0	1,0	1,5	35,9	5,7	61,8
60-75	3,7	4,4	7,4	3,1	0,1	0,1	4,3	30,9	0,2	4,5	31,1	95,0	1,0	1,3	35,4	5,0	61,1
75-90	4,1	4,2	7,4	3,1	0,1	0,1	3,8	24,7	0,2	4,0	24,9	95,0	1,0	1,2	32,4	4,6	55,9
90-105	3,5	4,3	8,6	3,1	0,1	0,1	3,2	22,1	0,2	3,4	22,3	94,0	1,0	1,5	35,7	4,8	61,6
105-120	4,3	4,4	11,6	3,2	0,1	0,1	3,0	17,7	0,2	3,2	17,9	93,0	1,0	1,4	32,2	4,7	55,5
120-135	4,2	4,4	13,5	3,2	0,1	0,1	3,0	17,7	0,2	3,2	17,9	93,0	1,0	1,3	30,8	4,5	53,1
135-150	4,4	4,5	13,4	3,2	0,1	0,1	3,3	19,8	0,2	3,6	20,0	94,0	1,0	1,3	29,3	4,7	50,5
150-165	4,2	4,6	14,9	3,2	0,2	0,1	3,0	19,8	0,3	3,3	20,1	91,0	2,0	0,9	21,6	3,6	37,2

Capão
de
Mata

165-180	4,2	4,4	16,5	3,2	0,2	0,1	3,1	22,1	0,3	3,4	22,4	91,0	1,0	1,2	27,5	4,3	47,3
180-195	4,1	4,5	13,3	3,2	0,1	0,1	3,7	24,7	0,2	3,9	24,9	95,0	1,0	1,2	31,6	4,4	54,4
Capão	195-210	4,3	4,8	8,4	3,2	0,1	4,3	27,7	0,2	4,5	27,9	95,0	1,0	1,3	32,5	3,8	56,1
de	210-225	4,0	4,9	4,4	6,4	0,1	4,9	24,7	0,2	5,1	24,9	96,0	1,0	0,7	19,7	2,5	34,0
Mata	225-240	4,2	5,1	2,6	9,6	0,1	2,7	9,1	0,2	2,9	9,3	92,0	2,0	0,3	7,8	1,8	13,4
	240-255	3,7	5,2	0,5	3,2	0,1	0,2	1,4	0,2	0,5	1,6	54,0	13,0	0,1	4,0	1,6	6,9

¹(Santos et al., 2018). ²(Teixeira et al., 2017); P disp.: P disponível; SB: soma de bases; t: capacidade de troca de cátions efetiva; T: capacidade de troca de cátions a pH 7; m: saturação por alumínio; V: saturação por bases. ³Determinado pelo analisador elementar LECO CHN. ⁴MO: matéria orgânica (%C x 1,724).

Fonte: Bispo (2013)

O volume total de poros (VTP) e a densidade do solo (Ds) são mais elevados na superfície e tendem a diminuir em profundidade, em consonância com o estágio de decomposição da matéria orgânica (Tabela 4). O aumento da Ds em profundidade estaria relacionado com o empacotamento da matéria orgânica nas camadas inferiores, devido à pressão exercida pelo peso das camadas superiores (Armentano, Menges, 1986; Clymo, 1992). Essa pressão também poderia afetar negativamente outros parâmetros, como o volume de poros e conteúdo de água (Ambak, Melling, 2000). A densidade da matéria orgânica (Dmo) aumenta com o avanço do estágio de decomposição da matéria orgânica. A densidade de partículas aumenta (Dp) com a elevação do conteúdo do material mineral (MM) na amostra (Tabela 5). O teor de matéria orgânica (MO) é inversamente proporcional ao teor de MM. O resíduo mínimo (RM) aumenta em profundidade (Tabela 5) e se refere à proporção entre a espessura residual e a original da camada orgânica, face às perdas do material orgânico caso o solo fosse submetido a intenso processo de subsidência (Valladares, 2003). Quanto maior o RM, maior o teor de material mineral na camada (Lynn et al., 1974).

Os valores de pH em CaCl_2 oscilam entre 3,6 e 4,4 e são sempre menores que os valores de pH em água, que variam entre 4,3 e 5,2, uma vez que sofrem o efeito de ácidos fracos (Tabela 5). Os organossolos de altitudes mais elevadas normalmente apresentam valores de pH entre 3,0 e 5,5 (Pereira, Anjos & Valladares, 2005), que diminuem a atividade biológica, restringindo a mineralização da matéria orgânica e, dessa forma, favorecendo seu acúmulo.

Os teores de P disponível tendem a se elevar e os de K a diminuir em profundidade (Tabela 5). O estágio mais acentuado de decomposição da MO favorece a liberação de P e de K. O P da MO está ligado ao Al, Fe e Ca a ela adsorvidos, formando compostos de composição indefinida e pouco solúveis (Novais et al., 2007). Com a humificação da MO, o P é liberado e sua baixa mobilidade possibilita sua concentração nas camadas inferiores dos organossolos. O conteúdo de K^+ na MO é muito pequeno, sendo facilmente lixiviado com a humificação da matéria orgânica (Soares, 2011).

Os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} são baixos e os de Al^{3+} são elevados em todas as camadas dos organossolos (Tabela 5). Segundo Saadi (1995), os baixos teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} das rochas quartzíticas possuem forte influência sobre as características químicas dos solos e, por consequência, da vegetação. Nos solos orgânicos, os elevados teores de Al^{3+} são devidos à formação de complexos com a MO, reduzindo assim sua toxicidade na solução do solo (Lepsch, Quaggio, Sakai, Camargo & Valadares, 1990; Mesquita, Zon & Andrade, 2009; Zon, 2008; Ebeling, 2006; Silva et al., 2008; Campos, Silva, Fernandes, Ferreira & Silva, 2011). Além disso, quando o Al^{3+} está presente em elevadas concentrações, pode competir com o Ca^{2+} pelos complexos de troca, liberando o Ca^{2+} para a solução do solo e favorecendo sua remoção (Lawrence, David & Shortle, 1995).

A saturação por Al^{3+} (m) é elevada (acima de 54%) em praticamente todas as camadas dos organossolos, em função dos altos teores de Al^{3+} e dos baixos teores de cátions básicos (K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+}) (Tabela 5). A acidez potencial (H + Al) é elevada em função do alto teor de cargas negativas da MO. Como consequência, os valores de capacidade de troca de cátions potencial (T) são elevados em todas as camadas os valores de saturação por bases (V) e de capacidade de troca de cátions efetiva (t) são baixos (Tabela 5).

Os teores de carbono orgânico (C) e de MO são mais elevados em superfície e diminuem em profundidade. De acordo com o SiBCS (Santos et al., 2018), camadas orgânicas são as que apresentam teores de $\text{C} \geq 8 \text{ dag kg}^{-1}$. Assim, os organossolos sob campo e sob capão apresentam, respectivamente, camadas orgânicas até 135 e até 225 cm de profundidade. Os teores de N e de H são positivamente relacionados com os teores de C, também diminuindo em profundidade (Tabela 5).

De maneira geral, os organossolos dos ecossistemas de turfeiras da SdEM são muito profundos, ácidos, oligotróficos, muito porosos, pouco densos, saturados com água até a superfície e apresentam elevados teores de matéria orgânica em acentuado estágio de decomposição. A atividade biológica diminui drasticamente em profundidade (Campos et al., 2010), favorecendo o acúmulo da matéria orgânica ao longo do tempo.

Referências

- Ambak, K., & Melling, L. (2000). Management practices for sustainable cultivation of crop plants on tropical peatland. Proceedings of the International Symposium on TROPICAL PEATLANDS, Bogor, Indonesia, 22-23.
- Armentano, T. V., & Menges, E. S. (1986). Patterns of change in the carbon balance of organic soil-wetlands of the temperate zone. *The Journal of Ecology*, 74, 755-774. <https://doi.org/10.2307/2260396>.
- Bispo, D. F. A. (2013). Caracterização quali-quantitativa dos recursos hídricos e da dinâmica do carbono de turfeiras das cabeceiras do Rio Araçuaí. (Dissertação de mestrado). Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina.
- Bispo, D. F. A., Silva, A. C., Christofaro, C., Silva, M. L. N., Barbosa, M. S., Silva, B. P. C., & Barral, U. M. (2015). Caracterização de turfeiras das cabeceiras do Rio Araçuaí, Minas Gerais. *Rev. Bras. Cienc. do Solo*, 39, 475-489. <https://doi.org/10.1590/01000683rbc20140337>.
- Campos, J. R. da R., Silva, A. C., Vasconcellos, L. L., Silva, D. V., Romão, R. V., Silva, E. de B., & Graziotti, P. H. (2010). Pedochronology and development of peat bog in the environmental protection area pau-defruta - Diamantine, Brazil. *Rev. Bras. Cienc. do Solo*, 34, 1965-1975. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832010000600021>.
- Campos, J. R. da R., Silva, A. C., Fernandes, J. S. C., Ferreira, M. M., & Silva, D. V. (2011). Water retention in a peatland with organic matter in different decomposition stages. *Rev. Bras. Ciência do Solo*, 35, 1217-1227. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832011000400015>.
- Campos, J. R. da R., Silva, A. C., Slater, L., Nanni, M. R., & Vidal-Torrado, P. (2016). Stratigraphic control and chronology of peat bog deposition in the Serra do Espinhaço Meridional, Brazil. *Catena*, 143, 167-173. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.04.009>.
- Clymo, R. S. (1992). Productivity and decomposition of peatland ecosystems. In O. M. Bragg, P. D. Hule, H. A. P. Ingram, & R. A. Robertson (Orgs.),

Peatland ecosystems and man: an impact assessment (pp. 3-16). Univ. Dundee and Inter. Peat Society.

Ebeling, A. G. (2006). Caracterização analítica da acidez em Organossolos. (Dissertação de mestrado). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

Horák-Terra, I., Martínez Cortizas, A., De Camargo, P. B., Silva, A. C., & Vidal-Torrado, P. (2014). Characterization of properties and main processes related to the genesis and evolution of tropical mountain mires from Serra do Espinhaço Meridional, Minas Gerais, Brazil. *Geoderma*, 232-234, 183-197. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.05.008>.

Lawrence, G., David, M., & Shortle, W. (1995). A new mechanism for calcium loss in forest-floor soils. *Nature*, 378, 162-165. <https://doi.org/10.1038/378162a0>.

Lepsch, I. F., Quaggio, J. A., Sakai, E., Camargo, O. A., & Valadares, J. M. A. S. (1990). *Caracterização, classificação e manejo agrícola de solos orgânicos do vale do Rio Ribeira de Iguape, SP*. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 58p. Boletim técnico, 131.

Lynn, W., Mc Kinzie, W., & Grossman, R. (1974). Field Laboratory Tests for Characterization of Histosols. In A. R. Aandahl (Ed.), *Histosols: Their Characteristics, Classification, and Use* (vol. 6, pp. 11-20). <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub6.c2>.

Mesquita, L., Zon, C., Andrade, F. (2009). *Atributos Químicos Como Indicador de Qualidade de Solos Orgânicos Submetidos a Diferentes Tipos de Uso e Manejo* (pp. 1-6), Inicepg. Univap.Br.

Pereira, M. G., Anjos, L. H. C., & Valladares, G. S. (2005). Organossolo: ocorrência, gênese, classificação, alterações pelo uso agrícola e manejo. In P. V. Torrado, *Tópicos em Ciência do Solo IV* (pp. 233-277). Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.

Saadi, A. (1995). A Geomorfologia da Serra do Espinhaço em Minas Gerais e de suas Margens. *Geonomos*, 3, 41-63. <https://doi.org/10.18285/geonomos.v3i1.215>.

- Saadi, A., Valadão, R. (1987). O Cenozóico da porção mediana-central do Espinhaço Meridional, primeira síntese. *Cong. da Abequa*, 1, 393-407.
- Santos, H. G., Jacomine, P. K. T., Dos Anjos, L. H. C., De Oliveira, V. A., Lumbresas, J. F., Coelho, M. R., & Cunha, T. J. F. (2018). *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*, Brasília, DF: Embrapa, 356 p.
- Silva, A. C., Barbosa, M. S., Barral, U. M., Silva, B. P. C., Fernandes, J. S. C., Viana, A. J. S., Filho, C. V. M., Bispo, D. F. A., Christófar, C., Ragonazi, C., & Guilherme, L. R. G. (2019). Organic matter composition and paleoclimatic changes in tropical mountain peatlands currently under grasslands and forest clusters. *Catena*, 180, 69-82. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.04.017>.
- Silva, A. C., Horák-Terra, I., Barral, U. M., Costa, C. R., Gonçalves, S. T., Pinto, T., Christófar, B. P., Cunha Fernandes, J. S., Mendonça Filho, C. V., & Vidal-Torrado, P. (2020). Altitude, vegetation, paleoclimate, and radiocarbon age of the basal layer of peatlands of the Serra do Espinhaço Meridional, Brazil. *J. South Am. Earth Sci.*, 103. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2020.102728>.
- Silva, E. de B., Silva, A. C., Graziotti, P. H., Farnezi, M. M. de M., Ferreira, C. A., Costa, H. A. O., & Horak, I. (2008). Comparação de métodos para estimar a acidez potencial mediante determinação do pH SMP em Organossolos da Serra do Espinhaço Meridional. *Rev. Bras. Ciência do Solo*, 32, 2007-2013. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832008000500022>.
- Silva, M. L. (2012). Turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional: mapeamento e estoque de matéria orgânica. (Dissertação de mestrado). Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina.
- Silva, M. L., Silva, A. C., Silva, B. P. C., Barral, U. M., Soares, P. G. S., & Vidal-Torrado, P. (2013). Surface Mapping, organic matter and water stocks in peatlands of the Serra do Espinhaço Meridional, Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 37, 1149-1157. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000500004>.
- Soares, P. F. C. (2011). Variação de Atributos e Dinâmica de carbono e Nitrogênio em Organossolos em Função de Uso e Manejo Agrícola no

Rio de Janeiro. (Dissertação de mestrado). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

Soil Survey Staff (2014). Keys to Soil Taxonomy. Natural Resources Conservation Service. USDA, Washington.

Teixeira, P. C., Donagemma, G. K., Fontana, A., & Teixeira, W. G. (2017, 3ª ed. rev. e ampl.). Manual de métodos de análise de solo. Embrapa, 584p.

Valladares, G. S. (2003). Caracterização de Organossolos, auxílio à sua classificação. (Tese de doutorado). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

Zon, C. (2008). Influência de drenagem sobre solos orgânicos e parâmetros de qualidade de água. Estudo de caso: “Vale do Suruaca” delta do Rio Doce. (Tese de doutorado). Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre.

SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

Alexandre Christofaro Silva

Cristiano Christofaro Matosinhos

Uidemar Morais Barral

Diego Tassinari

Armazenamento e disponibilidade de água

Retenção de água pelos organossolos dos ecossistemas de turfeiras

Os organossolos dos ecossistemas de turfeiras apresentam enorme capacidade de retenção de água. Valores de umidade de campo (peso/peso) entre 35,8 e 730% foram observados por Campos, Silva, Fernandes, Ferreira e Silva (2011) na turfeira Pau-de-Fruta, em Diamantina (MG); enquanto Silva et al. (2013) observaram valores de umidade de campo (peso/peso) entre 34 e 385% para diversas turfeiras da SdEM. Valores de umidade de campo (peso/peso) superiores a 1.000% foram relatados por Bispo et al. (2015) em uma turfeira preservada sob vegetação de campo limpo úmido no Parque Estadual do Rio Preto, em São Gonçalo do Rio Preto (MG). A umidade de campo (peso/peso) observada no testemunho coletado nessa turfeira variou entre 53 e 1.347%.

O comportamento hídrico desses solos orgânicos, semelhante a uma esponja (Gorham, 1991), fica bastante evidente quando a sua capacidade máxima de retenção de água é avaliada em amostras indeformadas saturadas. Nesse sentido, Campos et al. (2011) obtiveram valores de umidade de saturação ou capacidade máxima de retenção de água (peso/peso) variando entre 5,37 e 17,27 g g⁻¹, ou seja, entre 537

e 1.727%. A capacidade de retenção de água nesses solos está relacionada à sua composição e grau de humificação. Quanto maior o teor de material orgânico e menor a densidade do solo, maior a capacidade de retenção de água, que decresce com o avanço do grau de decomposição da matéria orgânica, de fíbrico para sáprico (Silva, A. C. et al., 2009; Campos et al., 2011; Silva, M. L. et al., 2013; Bispo et al., 2015).

Volume de água armazenado nos ecossistemas de turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional

Campos, Silva e Vidal-Torrado (2012) mapearam a área e o volume do ecossistema de turfeira Pau-de-Fruta, manancial que abastece a área urbana de Diamantina (MG). A área total do ecossistema é de 81,75 ha e o volume, mapeado a partir de informações da profundidade obtidas em 404 pontos sondados a cada 20 m distribuídos por 11 transectos espaçados por 100 m, é de 729.804 m³. Esses autores também estimaram que 83,7% do volume de solos orgânicos da turfeira estava ocupado por água. Assim, o volume total de água armazenado na turfeira Pau-de-Fruta é de 629.782 m³, equivalente a 7.704 m³ ha⁻¹. Por meio do balanço hídrico anual, Campos et al. (2012) obtiveram que, apesar dessa turfeira ocupar somente 11,9% da área da bacia do Córrego das Pedras, ela armazena cerca 98,2% do excedente hídrico anual da bacia.

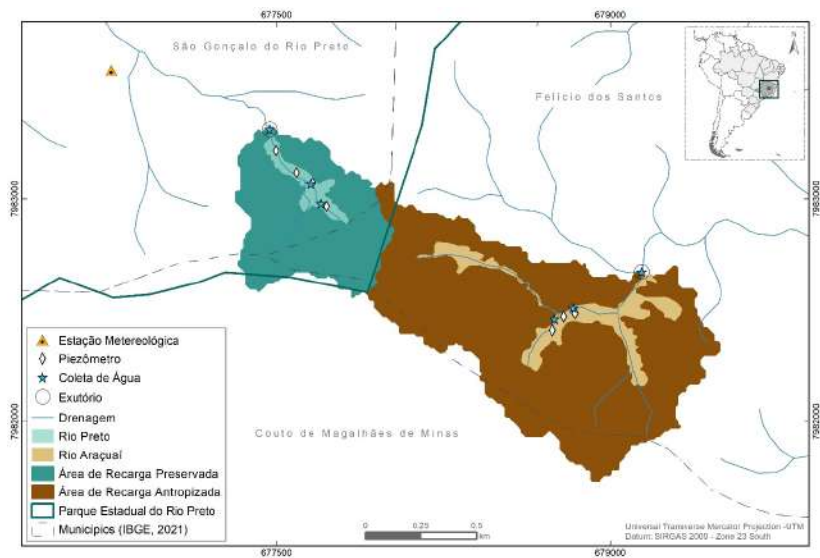
O mapeamento de 1.180.000 ha (11.800 km²) da SdEM realizado por Silva et al. (2013) possibilitou a identificação de 14.288 ha (142,9 km²) de ecossistemas de turfeiras, sendo 10.726 ha na Bacia do Rio São Francisco, 3.389 ha na Bacia do Rio Jequitinhonha e 172 ha na Bacia do Rio Doce. A partir da estimativa de Campos et al. (2012) de que 83,7% do volume da turfeira está ocupado com água, Silva et al. (2013) estimaram que as turfeiras da SdEM teriam a capacidade de armazenar cerca de 142 milhões de m³ de água, o que corresponderia a uma lâmina de água armazenada nesses solos de 9.948 m³ ha⁻¹ ou 995 mm. Os 142.138.262 m³ de água seriam suficientes para abastecer a cidade de São Paulo por 2 meses e 7 dias, considerando o consumo médio estadual de 5,1 m³ pessoa⁻¹

mês⁻¹ para SP (Ministério do Desenvolvimento Regional, 2019) e a população estimada para 2021 de 12.396.372 habitantes (IBGE, 2017). Esse volume corresponde a 15% do volume útil do reservatório da Cantareira (SP) (982 milhões m³).

Vazão das turfeiras

O ecossistema de turfeira da cabeceira do Rio Preto, situado dentro do Parque Estadual do Rio Preto, possui 36,6 ha (0,366 km²) de área de recarga hídrica e o ecossistema de turfeira da cabeceira do Rio Araçuaí, situado fora da unidade de conservação, possui 101,3 ha (1,013 km²) de área de recarga hídrica (Barral, 2018). O Mapa 1 apresenta os ecossistemas de turfeiras do Rio Araçuaí e Rio Preto com suas áreas de recarga hídrica, os exutórios e a localização da estação meteorológica automática.

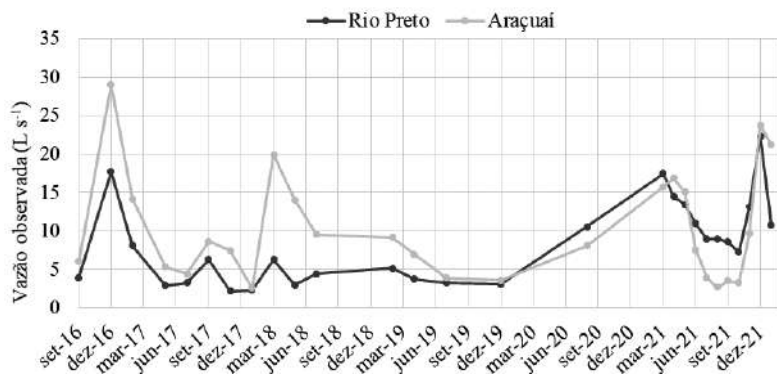
Mapa 1 – Ecossistemas de turfeiras do Rio Araçuaí e Rio Preto com suas áreas de recarga hídrica, os exutórios e a localização da estação meteorológica



Fonte: adaptado de Barral (2018)

A vazão no exutório de ambos os ecossistemas está sendo monitorada desde setembro de 2016. Como a área de recarga da turfeira Araçuaí é 2,6 vezes maior que a da turfeira Rio Preto, a vazão observada ($L s^{-1}$) foi maior na turfeira Araçuaí na maior parte do período analisado, com exceção dos dois últimos anos, quando a incidência de incêndios nessa turfeira foi maior (Gráfico 1).

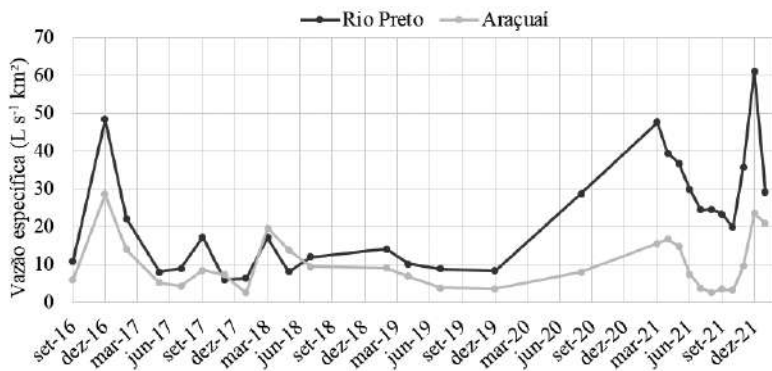
Gráfico 1 – Vazões observadas durante o período de monitoramento (set. 2016 a jan. 2022) na turfeira preservada (cabeceira do Rio Preto) e na turfeira antropizada (cabeceira do Rio Araçuaí)



Fonte: Barral (2018) e projeto PELD TURF

Contudo, ao verificarmos a vazão específica ($L s^{-1} km^{-2}$), a turfeira Rio Preto apresentou valores mais elevados durante praticamente todo o período analisado (Gráfico 2), uma vez que essa turfeira tem sua bacia protegida pela unidade de conservação, apresentando elevada densidade de cobertura vegetal e não foi atingida por incêndios nos últimos 15 anos.

Gráfico 2 – Vazões específicas durante o período de monitoramento (set. 2016 a jan. 2022) na turfeira preservada (cabecreira do Rio Preto) e na turfeira antropizada (cabecreira do Rio Araçuaí)



Fonte: Barral (2018) e projeto PELD TURF

Nível do lençol freático

O nível do lençol freático dos ecossistemas de turfeiras do Rio Preto e do Rio Araçuaí e variáveis climáticas estão sendo monitorados diariamente desde junho de 2016, respectivamente por medidores de nível instalados em piezômetros nas turfeiras e por uma estação meteorológica automática instalada nas proximidades das turfeiras.

A precipitação pluviométrica está concentrada nos meses de outubro a março, período em que são registradas as temperaturas mais elevadas (Gráfico 3). O nível do lençol freático atinge os valores mais baixos no final da estação seca (setembro) e os valores mais elevados no final da estação chuvosa (março), em ambas as turfeiras monitoradas (gráficos 4 e 5).

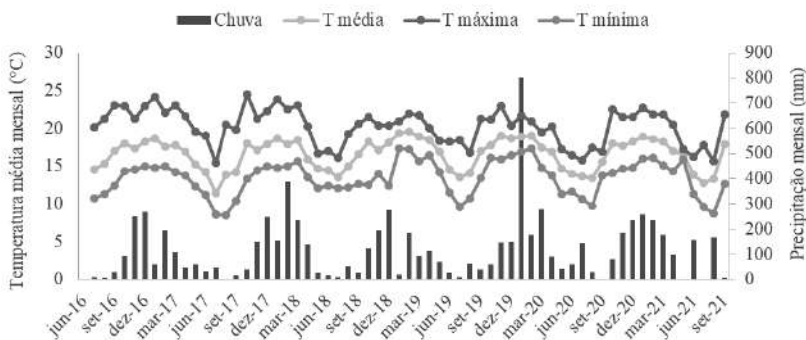
O nível freático alcançou o valor mínimo mensal em setembro de 2017, tanto na turfeira do Rio Araçuaí (0,7 m abaixo da superfície), quanto na turfeira do Rio Preto (0,5 m abaixo da superfície). O nível freático alcançou o valor máximo mensal na turfeira do Rio Araçuaí

em março de 2018 (0,18 m abaixo da superfície) e em dezembro de 2021 atingiu a superfície na turfeira do Rio Preto (Gráfico 4).

O nível freático alcançou o valor mínimo diário em outubro de 2017, tanto na turfeira do Rio Araçuai (0,9 m abaixo da superfície), quanto na turfeira do Rio Preto (0,6 m abaixo da superfície); e atingiu valor máximo diário em janeiro de 2020, tanto na turfeira do Rio Araçuai (0,11 m abaixo da superfície), quanto na turfeira do Rio Preto, quando alcançou 0,3 m acima da superfície (Gráfico 5). Esses valores mínimos e máximos do lençol freático correspondem, respectivamente, aos meses de menor e maior precipitação pluviométrica (Gráfico 3), evidenciando o efeito esponja desses ecossistemas (Gorham, 1991).

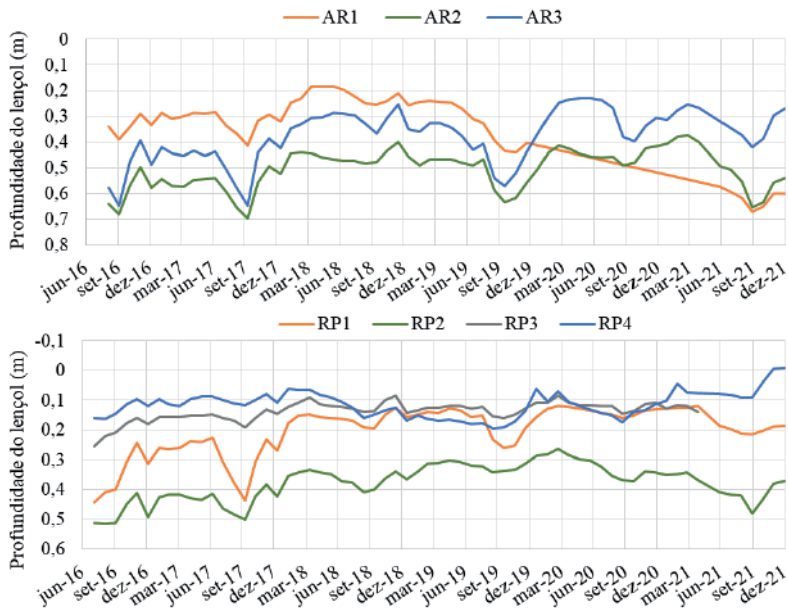
O lençol freático oscilou negativamente com mais intensidade na turfeira do Rio Araçuai, situada fora de unidade de conservação, onde alcançou o valor mínimo de 0,9 m e máximo de 0,11 m abaixo da superfície. Na turfeira do Rio Preto, localizada na unidade de conservação homônima, a oscilação negativa foi 50% menor, alcançando 0,6 m abaixo da superfície e chegando a formar uma lâmina d'água de 0,3 m acima da superfície (Gráfico 5).

Gráfico 3 – Precipitação pluviométrica mensal e temperaturas médias mensais (mínima, média e máxima) durante o período de monitoramento (jun. 2016 a jan. 2022) no Chapadão do Couto, onde se situam os ecossistemas de turfeiras do Rio Preto e do Rio Araçuai



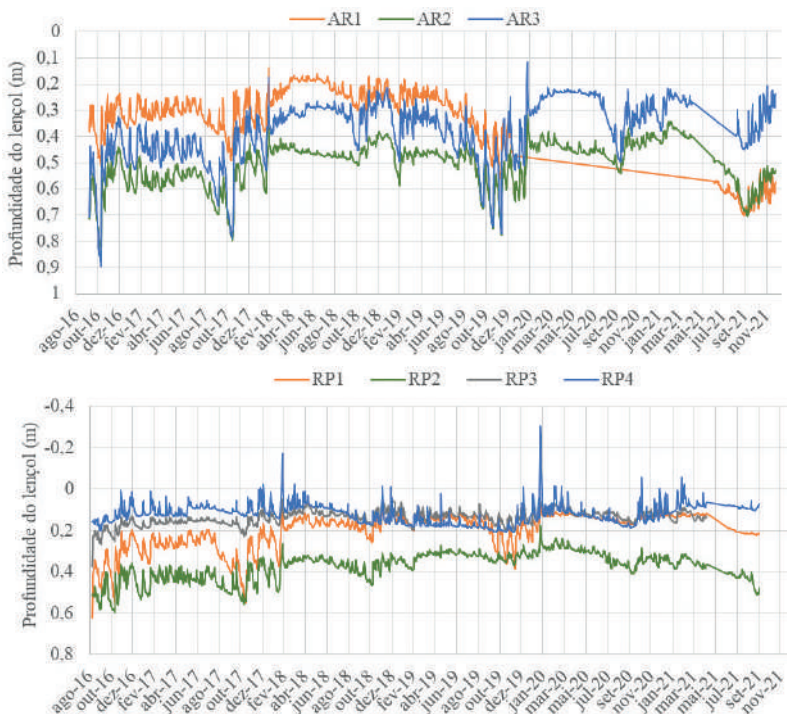
Fonte: Barral (2018) e projeto PELD TURF

Gráfico 4 – Nível do lençol freático (média mensal) durante o período de monitoramento (set. 2016 a jan. 2022) nos piezômetros instalados na turfeira preservada (cabeceira do Rio Preto-RP) e na turfeira antropizada (cabeceira do Rio Araçuaí-ARA).



Fonte: Barral (2018) e projeto PELD TURF

Gráfico 5 – Nível do lençol freático (média diária) durante o período de monitoramento (set. 2016 a jan. 2022) nos piezômetros instalados na turfeira preservada (cabeceira do Rio Preto-RP) e na turfeira antropizada (cabeceira do Rio Araçuai-ARA)



Fonte: Barral (2018) e projeto PELD TURF

De modo geral, para as duas turfeiras, tanto na estação chuvosa quanto na seca, a vazão apresentou correlação negativa com a variação do lençol freático (Tabela 1), indicando o efeito da matéria orgânica na retenção de água, que regula a variação do lençol e controla a saída de água na forma de vazão nas turfeiras. Os piezômetros mais distantes do exutório (à montante) apresentaram menores valores de correlação de Pearson, estando a redução do nível do lençol relacionada à distância e à influência da gravidade. Porém, na turfeira antropizada, a correlação é ainda menor, evidenciando a influência da degradação da matéria orgânica na retenção de água.

Essas informações evidenciam que a turfeira antropizada está perdendo gradativamente sua capacidade de reter água (“efeito esponja”), influenciando a vazão do alto curso do rio Araçuaí no período mais importante do ano, ou seja, na estação seca. No final da estação seca (setembro) do ano de 2020, o Instituto Mineiro de Gestão das Águas (Igam) publicou a Portaria n.º 56 “declarando situação crítica de escassez hídrica superficial nas porções hidrográficas do alto curso do Rio Araçuaí (à montante da estação fluviométrica Carbonita)” (Secretaria de Casa Civil e de Relações Institucionais, 2020). A antropização dessa bacia, com destaque para a degradação das turfeiras da cabeceira do Rio Araçuaí, associada às mudanças no regime de chuvas na região, poderá tornar corriqueira a escassez hídrica no período seco do ano, no médio prazo, afetando as atividades agrícolas e o abastecimento urbano de vários municípios da Bacia Hidrográfica do Rio Araçuaí e, por consequência, do Rio Jequitinhonha, uma vez que o Rio Araçuaí é o seu principal afluente.

Tabela 1 – Coeficiente de correlação entre as vazões observadas e o nível do lenço freático ou a precipitação acumulada nas turfeiras monitoradas na SdEM no período 2016-2021

Variáveis	Estação chuvosa	Estação seca
Turfeira protegida (cabeceira Rio Preto)		
Vazão x RP1	-0,48	-0,37
Vazão x RP4	-0,73	-0,41
Vazão x chuva 7 dias	0,78	0,28
Vazão x chuva 30 dias	0,76	0,56
Turfeira antropizada (cabeceira Rio Araçuaí)		
Vazão x ARA1	-0,32	-0,62
Vazão x ARA3	-0,73	-0,55
Vazão x chuva 7 dias	0,65	0,12
Vazão x chuva 30 dias	0,69	-0,08

Fonte: os autores

Qualidade da água em ecossistemas de turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional

As flutuações do nível freático são cruciais para manutenção dos ecossistemas de turfeiras tropicais, uma vez que controlam os processos de acúmulo e decomposição da matéria orgânica. Essas flutuações também influenciam a composição química da água, o fluxo de gás carbônico (CO_2) e metano (CH_4) para a atmosfera e controlam o aporte de carbono nas águas de turfeiras (Freeman, Lock & Reynolds, 1993; Kettridge et al., 2015). Alterações frequentes na dinâmica freática em turfeiras intactas podem levar a uma maior degradação, aumento dos fenômenos de erosão causados pelo escoamento e alterações na qualidade da água (Evans, Warburton, 2011; Daniels, Agnew, Allott & Evans, 2008).

Nesse contexto, pode-se assumir que a qualidade da água é resultado das interações entre os processos hidrológicos, pedológicos e antrópicos que influenciam esses ecossistemas, podendo assim ser utilizada para caracterizar o status desses ambientes. A caracterização da qualidade da água em geral é feita a partir de parâmetros físicos, químicos e biológicos que, por sua vez, podem ser combinados em índices de qualidade. Em ecossistemas de turfeiras é importante destacar os parâmetros mais relevantes.

Parâmetros físicos de qualidade da água

Nas turfeiras, as águas provenientes das chuvas, ao interagirem com os solos das turfeiras, passam por alterações de suas características físicas, incluindo o aumento da concentração de ácidos orgânicos e outras substâncias húmicas. Assim, dentre os parâmetros físicos de avaliação da qualidade da água em turfeiras, destacam-se a temperatura, cor, turbidez e sólidos dissolvidos.

A temperatura é um parâmetro de grande relevância, pois influencia a decomposição da matéria orgânica e a disponibilidade de oxigênio dissolvido, processos essenciais para a manutenção do equilíbrio nesses ecossistemas. Estudos indicam que na região do

SdEM, a temperatura das águas tende a apresentar diferenças sazonais expressivas (Neves, Horn & Fraga, 2008; Bispo, 2013).

A cor das águas está relacionada à presença de sólidos dissolvidos, enquanto a turbidez está associada a sólidos suspensos. Normalmente as águas das turfeiras apresentam coloração mais escura (Bispo et al., 2016; Barral, 2018), com elevados valores de medida (Wallage, Holden & McDonald, 2006), naturalmente acima dos limites estabelecidos na resolução Conama n.º 357/2005 para corpos d'água de classe 2 (75 mg Pt/L) (Zon, 2008). A cor pode ainda ser associada a parâmetros químicos, de modo a gerar informações importantes para a caracterização desses ambientes (Worral, Burt, Jaeban, Warburton & Shedden, 2002). Normalmente as turfeiras apresentam águas com baixa turbidez (Bispo et al., 2016; Barral, 2018), sendo a elevação desse parâmetro um importante indicador de degradação desses ambientes.

Parâmetros químicos de qualidade da água

Os parâmetros químicos apresentam grande relevância na caracterização da qualidade da água de turfeiras. Dentre os diversos parâmetros destacam-se: pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, carbono, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio, nutrientes (P, N, K, S) e metais.

O pH é um parâmetro de grande importância na caracterização de turfeiras, estando relacionado ao aporte de ácidos orgânicos e inorgânicos no meio aquático (Maia, Mauad, Albertin & Barbosa, 2008). O limite legal do pH estabelecido pela resolução Conama n.º 357/2005 (Brasil, 2005) para cursos d'água de todas as classes encontra-se na faixa de 6 a 9. Contudo estudos realizados em turfeiras tropicais comumente demonstram a ocorrência de valores abaixo dessa faixa, com registro de valores abaixo de 5 (Bispo et al., 2016; Barral, 2018).

A condutividade elétrica da água pode estar associada ao grau de dissociação e mobilidade de íons da matéria orgânica de

solos orgânicos, cuja magnitude dos efeitos pode estar relacionada à sazonalidade das chuvas (Zon, 2008). As turfeiras de montanha da SdEM tendem a apresentar condutividade elétrica muito baixa, com valores abaixo de $0,02 \text{ mS cm}^{-1}$ (Bispo et al., 2016; Barral, 2018).

O oxigênio (OD) é um dos gases mais importantes na dinâmica e caracterização dos ecossistemas aquáticos, pois todos os organismos aquáticos aeróbicos existentes são dependentes desse componente (Esteves, 1988; Machado, Milhomem, Ribeiro & dos Santos, 2013). Bispo et al. (2016) verificaram uma dinâmica espacial desse parâmetro nas turfeiras tropicais, com menores concentrações (4 mg/L) nos trechos mais próximos à cabeceira, enquanto que nas outras áreas as concentrações variaram na faixa entre 5 e 6 mg/L . Destaca-se que os valores de OD obtidos nas cabeceiras das turfeiras, mesmo naquela localizada em área protegida (Parque Estadual), apresentaram concentrações abaixo do limite mínimo definido nos padrões ambientais.

A DBO e a DQO são parâmetros relevantes para o entendimento da dinâmica da matéria orgânica e, conseqüentemente, do carbono das águas das turfeiras. Os estudos realizados em turfeiras da SdEM indicam valores de DQO entre 8 e 81 mg/L , sem uma sazonalidade significativa (Bispo et al., 2016; Barral, 2018). Os valores de DBO apresentaram-se em torno de $0,11 \text{ mg/L}$ (Bispo et al., 2016), indicando baixa biodegradabilidade da matéria orgânica e/ou reduzida atividade microbiana. Barral (2018) adaptou a metodologia de mensuração da DQO para a caracterização do carbono orgânico total (COT), verificando que, apesar da pouca variação nas concentrações, com médias variando entre 3 e 5 mg/L , a carga de carbono exportado pelas turfeiras apresentou variação espacial (média entre 15,8 e $58,18 \text{ mg/s}$) e temporal (de 3,87 a 167 mg/s). Esses resultados demonstram a importância da dinâmica hidrológica e do uso da carga dos parâmetros na avaliação da qualidade da água de turfeiras tropicais.

Medições de carbono orgânico dissolvido (COD) nas águas são importantes para a caracterização do balanço de carbono nas turfeiras. Contudo, em algumas situações, como naquelas em que

as turfeiras são utilizadas como manancial, a interação entre alguns compostos orgânicos e agentes desinfetantes pode gerar subprodutos indesejados, sendo importante detalhar a composição do COD. Essa composição pode ser obtida a partir da coloração da água (Worral et al., 2002; Worral, Burt & Shedden, 2003, Wallage et al., 2006), permitindo a estimativa da proporção dos principais componentes do COD (ácidos húmicos, fúlvicos e outros compostos de carbono) a partir do parâmetro cor.

A presença de metais e nutrientes dissolvidos é fortemente afetada pelas características climáticas e geológicas da região onde a turfeira se encontra inserida. Bispo (2013) verificou baixas concentrações de macro (P, K, N, S) e micronutrientes (P, Mn, Zn, Cu) nas águas de turfeiras sobre rochas quartzíticas na SdEM, com a maioria dos valores abaixo do limite de detecção. Nesse mesmo estudo, detectou-se quantidade significativa de Fe e Al nas águas das turfeiras. Esses resultados foram associados às características das rochas quartzíticas (baixos teores de nutrientes e alta resistência ao intemperismo), bem como às características da matéria orgânica. Barral (2018) constatou padrão semelhante para o Fe e o Al, contudo verificou ainda teores mensuráveis de P, K e N nas turfeiras, ainda que em baixa magnitude.

Índices de qualidade

O grande número de parâmetros e a complexidade de suas inter-relações acabam por incentivar o uso de índices para avaliação da qualidade da água. Esses índices são construídos a partir de técnicas de agregação que permitem a conversão de vários indicadores em um valor único (Uddin, Nash & Olbert, 2021). A utilização de índices é considerada útil para a caracterização e divulgação de informações sobre a qualidade da água, contudo podem gerar incertezas ao converterem uma grande quantidade de informação em valores únicos (ANA, 2021; Uddin et al., 2021).

A literatura apresenta diversos índices de qualidade, mas seus processos de criação passam por etapas semelhantes, que incluem:

seleção dos parâmetros de interesse, conversão dos resultados mensurados por parâmetro em sub-índices adimensionais, definição de pesos para cada parâmetro e cálculo do índice por alguma função de agregação (Uddin et al., 2021). Nesse contexto, diversos índices de qualidade da água de amplo uso podem ser aplicados, diretamente ou com alguma adaptação, para o estudo de turfeiras, dentre os quais pode-se destacar o Índice de Qualidade da Água (IQA), Índice de Estado Trópico (IET) e o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS 6.3.2)

O IQA pode ser útil para o diagnóstico da qualidade ambiental e na caracterização de efeitos antrópicos na qualidade das águas de turfeiras. O IQA foi criado em 1970 nos Estados Unidos pela National Sanitation Foundation e hoje é o principal índice de qualidade da água utilizado no Brasil (ANA, 2021). A versão do IQA mais utilizada no Brasil (CETESB, 2013) é composta por nove parâmetros de qualidade da água combinados a partir de pesos definidos por especialistas: oxigênio dissolvido, coliformes fecais, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrato, fosfato total, temperatura da água, turbidez e resíduos totais. Apesar do seu foco em avaliação de impactos de efluentes sanitários, entende-se que esse índice apresenta grande potencial de aplicação na caracterização da qualidade das águas de turfeiras, uma vez que abrange parâmetros relevantes para a caracterização desses ambientes e apresenta possibilidade de adaptação dos pesos definidos para cada parâmetro. Sua ampla aplicação em todo o mundo pode facilitar a realização de estudos comparativos entre regiões distintas.

O IET (Carlson, 1977) também apresenta amplo uso no Brasil, principalmente para caracterização de rios e lagos (ANA, 2021), sendo a formulação original baseada nos seguintes parâmetros: transparência (Secchi), Fósforo e Clorofila-a. Diversas adaptações do índice para regiões tropicais são apresentadas na literatura (Toledo Jr., Talarico, Chinez & Agudo, 1984; Lamparelli, 2004; Barros, 2013; CETESB, 2013) e aplicadas de acordo com as especificidades de cada região. Os resultados desse índice permitem a caracterização, classificação e monitoramento do estado trófico de corpos d'água

em classes definidas a partir de faixas dos valores calculados. As diversas formulações apresentam grande potencial de aplicação em turfeiras tropicais. Contudo medições de Clorofila-a ainda são pouco frequentes nesses ambientes, o que pode ser explorado em futuras pesquisas.

O indicador ODS 6.3.2, adotado pelo Brasil nos termos da agenda 2030 UNDP (ANA, 2019) para fins de avaliação da qualidade ambiental dos corpos hídricos, consiste na elaboração de um índice baseado nos seguintes parâmetros: OD, pH, condutividade elétrica, nitrogênio amoniacal total e fósforo total. Considera-se que o corpo hídrico apresenta boa qualidade se mais de 80% das amostras desses parâmetros atenderem aos padrões ambientais legais (ANA, 2019). A aplicação desse índice em grandes áreas permite estimar o percentual de corpos d'água em boas condições, sendo de fácil aplicação para uma caracterização geral de águas de ecossistemas de turfeiras tropicais. Os resultados do monitoramento do indicador ODS 6.3.2 compõem o indicador ODS 6.6.1, cujos resultados baseiam-se em um índice que inclui também informações sobre alterações na extensão espacial dos ecossistemas aquáticos ao longo do tempo e mudanças na quantidade da água (ANA, 2019), com amplo potencial de caracterização e monitoramento de turfeiras tropicais.

A literatura apresenta pouca informação sobre a aplicação, a criação de índices específicos ou adaptações de índices para caracterização da qualidade das águas de turfeiras, sendo esse um campo profícuo para novas pesquisas.

Qualidade da água e interferências antrópicas em ecossistemas de turfeiras

Barral (2018) avaliou a qualidade das águas de duas turfeiras com estados de conservação distintos (protegida e antropizada), em áreas contíguas, sob o mesmo regime climático, utilizando 15 variáveis físico-químicas (Tabela 2). Os resultados demonstraram variação das medianas entre as turfeiras para temperatura, oxigê-

nio dissolvido (OD), nitrato (NO_3^-), Fe Total, turbidez e Demanda Química de Oxigênio (DQO). A maior temperatura na turfeira antropizada indica influência da menor densidade da vegetação nesse ambiente, e pode estar relacionada ao aumento da decomposição da matéria orgânica, refletida nas maiores medianas de DQO e menores medianas de OD. A baixa densidade vegetacional da área de recarga também pode explicar os maiores teores de Fe total, que estariam associados ao carreamento de sedimentos ricos nesse elemento para a turfeira. Apesar de a turfeira antropizada apresentar menor mediana da Turbidez, destaca-se que ambas as turfeiras apresentaram valores muito baixos para esse parâmetro. Os resultados demonstraram a sensibilidade da qualidade da água das turfeiras às interferências antrópicas e o potencial de aplicação do monitoramento da qualidade das águas para a caracterização dos status geral de turfeiras.

Tabela 2 – Média, mediana, desvio padrão e coeficiente de variação (CV) das variáveis físico-químicas analisadas nas águas das turfeiras protegida e antropizada

Variável	Turfeira							
	Protegida				Antropizada			
	Média	Me- diana	Desvio Padrão	CV (%)	Média	Me- diana	Desvio Padrão	CV (%)
Temperatura (°C)	16,27	16,89	1,55	9,55	18,64	18,71	2,14	11,47
ORP (mV)	314,12	288,00	101,14	32,20	313,88	301,00	101,01	32,18
pH	4,68	4,70	0,33	6,95	4,70	4,68	0,38	8,07
CE(mScm^{-1})	0,012	0,008	0,016	133,35	0,010	0,009	0,003	30,44
OD(mg L^{-1})	4,65	4,49	1,58	33,91	4,17	4,22	1,09	26,00
TDS (g L^{-1})	0,006	0,005	0,005	86,85	0,005	0,005	0,002	35,15
Cloro total (mg L^{-1})	0,06	0,05	0,07	107,88	0,05	0,04	0,05	105,13
NO_3^- (mgL^{-1})	8,08	0,88	16,87	208,84	13,24	2,21	26,06	196,74

P (mg L ⁻¹)	0,23	0,10	0,31	133,61	0,22	0,10	0,35	156,91
K (mg L ⁻¹)	1,29	1,50	0,28	21,77	1,35	1,50	0,23	17,30
NH ₃ (mgL ⁻¹)	0,37	0,28	0,28	74,26	0,34	0,29	0,15	43,34
Al ³⁺ (mgL ⁻¹)	0,03	0,02	0,02	65,09	0,03	0,03	0,02	56,56
Fe Total (µg L ⁻¹)	80,45	64,00	55,12	68,52	95,90	60,00	89,70	93,53
Turbidez (NTU)	1,28	0,86	1,24	97,20	0,80	0,74	0,33	41,22
DQO(mgdO)	10,98	8,65	6,72	61,18	12,60	11,92	5,29	41,98

ORP: Potencial de oxidação; CE: Condutividade elétrica; OD: Oxigênio dissolvido; TDS: Sólidos Dissolvidos totais; DQO: Demanda Química de Oxigênio.

Fonte: Barral (2018)

Considerações finais

As informações apresentadas neste tópico indicam que o conhecimento e a caracterização da dinâmica espacial e temporal da qualidade da água de turfeiras tropicais ainda é incipiente, com grande potencial para novas pesquisas. Cabe destacar que diversos parâmetros de qualidade da água de turfeiras tropicais apresentam, naturalmente, valores inferiores aos estabelecidos nos padrões ambientais brasileiros atualmente vigentes, o que aumenta a necessidade de um aprofundamento dos estudos desse tema, dado o potencial de contribuição para os órgãos de regulamentação e fiscalização ambiental.

Sequestro de carbono pelos ecossistemas de turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional

O mapeamento de 1.181.109 ha da SdEM possibilitou a identificação de 14.288 ha de ecossistemas de turfeiras, sendo 10.726 ha na Bacia do Rio São Francisco, 3.390 ha na Bacia do Rio Jequitinhonha e 172 ha na Bacia do Rio Doce. Considerando que o volume de sólidos da turfeira é de 16,3% (Campos et al.,

2012), o estoque total de matéria orgânica (MO) nessas turfeiras é de 4.488.577 t, o que equivale a 2.603.583 t de C (Silva, M. L., 2012; Silva et al., 2013). Os teores médios de MO e de C são de, respectivamente, 512 e 341 t ha⁻¹ nos ecossistemas de turfeiras (Tabela 3). Campos et al. (2012), mapeando uma turfeira da SdEM, quantificaram o estoque de MO e de C em, respectivamente, 552 e 320 t ha⁻¹. Silva et al. (2013) mapearam nove ecossistemas de turfeiras da SdEM e obtiveram estoques de MO e de C, respectivamente, entre 104 e 393 e entre 60 e 228 t ha⁻¹. Os valores variam em função da profundidade e do teor de C da turfeira. Cabe salientar que a área ocupada por ecossistemas de turfeiras na SdEM provavelmente está subestimada (tópico do Capítulo 2: “Distribuição dos ecossistemas de turfeiras na Serra do Espinhaço Meridional”), de forma que o estoque total de C nesses ecossistemas pode ser muito maior.

Tabela 3 – Área da SdEM mapeada, área e volume totais, profundidade, densidade, teor de matéria orgânica e de carbono médios e estoque de matéria orgânica e carbono nos ecossistemas de turfeiras da SdEM

Área mapeada	Área com Turfeiras	Volume total das turfeiras	Prof. m	Ds t m ⁻³	MO dag kg ⁻¹	C	Estoque total de MO	Estoque total de C	Estoque médio de MO	Estoque médio de C
1.181.000	14.288	170.027.200	1,19	0,48	55	32	7.316.610	4.877.840	512	341

Prof.: profundidade média; Ds: densidade do solo média; MO: teor de matéria orgânica médio; C: teor de carbono orgânico médio.
 Fonte: adaptado de Silva (2012) e Silva et al. (2013)

Amostras coletadas em 25 testemunhos (perfis) de turfeiras da SdEM, situados entre 1.160 e 2.014 m, possibilitaram datar por radiocarbono 111 camadas de turfa. Essas camadas se situam entre 4 e 419 cm de profundidade e apresentam idades variando de moderna a 43.696 anos cal. A. P., com idade média de 9.929 cal. anos A. P. Os teores médios de C, de N e da razão C/N dessas camadas são, respectivamente, 25,54 dag kg⁻¹, 0,82 dag kg⁻¹ e de 36,5. Esses ecossistemas de turfeiras começaram a se formar há 43.686 cal. anos A. P. e a idade média de suas camadas basais é de 14.646 anos cal. A. P. (Tabela 4).

Tabela 4 – Altitude, profundidade e idade radiocarbônica de camadas datadas, teores médios de C, N e da razão C/N de ecossistemas de turfeiras da SdEM

Nº	Altitude	Profundidade das camadas datadas		Profundidade das camadas basais (cm)		Idade ¹⁴ C cal. das camadas datadas		Idade ¹⁴ C cal. das camadas basais		C	N	Razão C/N
Perfis datadas	μ A m m	μ A cm cm	A cm	μ cm cm	A cm	μ Anos A.P. Anos A.P. A.P.	A Anos A.P. A.P.	μ Anos A.P. Anos A.P. A.P.	A Anos A.P.	μ dag kg ⁻¹	μ dag kg ⁻¹	μ dag kg ⁻¹
25	1437 1168-2014	118 4-419	178 15-419	9.929 9.929	Moderno-43.646	14.396 14.396	Moderno-43.646	25,24 0,82	36,51			

μ: média; A: amplitude.

Fonte: os autores

De acordo com Silva et al. (2020), os ecossistemas de turfeiras situados acima de 1.760 m de altitude são menos profundos, mais ricos em carbono, apresentam matéria orgânica em estágio de humificação menos avançado e começaram a se formar no último milênio. Aqueles situados entre 1.160 e 1.370 m de altitude são os mais profundos, mais pobres em carbono, apresentam matéria orgânica em estágio mais avançado de decomposição e são mais antigos, tendo sua formação iniciada no Pleistoceno Tardio. As turfeiras situadas entre 1.580 e 1.610 m de altitude são profundas, possuem teores de carbono intermediário, também apresentam matéria orgânica em estágio avançado de decomposição e a maioria delas começou a se formar no Holoceno Médio (Tabela 5). Assim, os ecossistemas de turfeiras da SdEM sequestram carbono pelo menos desde o Pleistoceno Tardio e guardam testemunhos de pelo menos cinco mudanças paleoclimáticas e paleoambientais desde então (Horak-Terra et al., 2020, Costa et al., 2022). Esses dados demonstram a importância desses ecossistemas no ciclo global do carbono.

Tabela 5 – Número de testemunhos de turfeiras coletados, profundidade média (cm), estágio médio de decomposição da matéria orgânica, teor médio de carbono (dag kg⁻¹) e idade radiocarbônica média da camada basal orgânica (anos A. P.)

Altitude (m)	Número de testemunhos de turfeiras	Profundidade basal média (cm)	Estágio médio de decomposição da matéria orgânica*	Teor médio de carbono (dag kg ⁻¹)	Idade média da camada basal (anos A.P.)
1160-1370	9	230	Sáprico ¹	23,0 ¹	23.586
1580-1610	6	229	Sáprico ²	27,8 ²	7.719
1760-2015	3	28	Fíbrico ³	47,7 ³	798

*Escala de von Post; Silva et al. (2020); ¹Horak-Terra et al. (2014); ²: Bispo et al. (2015); ³Silva et al. (2009)

Fonte: Silva et al. (2020)

A taxa de crescimento vertical (TCV) e a taxa de acúmulo de carbono (TAC) foram calculadas para 14 ecossistemas de turfeiras da SdEM, respectivamente, em função da espessura e da idade radiocarbônica das camadas; e da TCV, do teor de carbono e da densidade da matéria orgânica. A profundidade das camadas datadas variou de 3 a 400,5 cm e a idade de moderna a 43.686 anos cal. A. P. O teor de C das camadas datadas variou de 2 a 49,3 dag kg⁻¹, com mediana e média de, respectivamente, 28,1 e 27 dag kg⁻¹. A TCV oscilou entre 0,034 e 11,3 mm ano⁻¹, com mediana e média de, respectivamente, 0,15 e 0,62 mm ano⁻¹. A TAC variou entre 0,3 e 70,1 g m⁻² ano⁻¹, com mediana e média de, respectivamente, 10,3 e 14,5 g m⁻² ano⁻¹ (Tabela 6).

Considerando os valores medianos da TCV e da TAC, uma vez que a amplitude de dados é muito grande, e a idade média das camadas datadas por ¹⁴C (9.929 anos cal. A. P. – Tabela 6), estimou-se que o crescimento vertical médio e o acúmulo de carbono médio durante o Holoceno foi de, respectivamente, 1,5 m e de 103 kg m⁻². Assim, o acúmulo médio de carbono no Holoceno seria de 1.022 t ha⁻¹, caso esse crescimento fosse linear e não houvesse interferências, como mudanças climáticas (períodos secos), incêndios e, nos últimos 300 anos, antropização.

Esses dados, ainda que estimados, demonstram o potencial dos ecossistemas de turfeiras da SdEM em sequestrar carbono, uma vez que o acúmulo continua no século 21, principalmente (ou somente) nas turfeiras protegidas por unidades de conservação. Um grande paradoxo está colocado: esses ecossistemas contribuem para o sequestro de carbono, minimizando o aquecimento global, mas o aquecimento global (e a antropização) pode acelerar as perdas de C para a atmosfera, contribuindo para a redução da TCV e da TAC.

Proteger as áreas úmidas, como os ecossistemas de turfeiras da SdEM, não é importante apenas local e regionalmente, mas tem efeitos incisivos no ciclo global do carbono, afetando, além da humanidade, o clima e a biodiversidade do planeta.

Tabela 6 – Altitude, profundidade, idade radiocarbônica calibrada, crescimento vertical anual, teor médio de carbono e taxa anual de acúmulo de carbono de 14 ecossistemas de turfeiras da SdEM

Turfeira	Altitude m	Prof. cm	Idade ¹⁴ C cal. anos A.P.	Cresci- mento vertical mm ano ⁻¹	Teor de C dag kg ⁻¹	Taxa de acúmulo de C g m ⁻² ano ⁻¹	Nº Laboratório
PF1 ¹	1360	175,5	9.156	0,143	26,7	16,9	CEN 1083
		202,5	11.433		32,6		CEN 1082
PF4 ¹	1400	23,25	412	0,074	34,2	10,4	CEN 1054
		42,25	2.749	0,113	41,7	20,4	CEN 1055
		70,75	5.940	0,069	42,2	13,7	CEN 1056
		175,25	24.068		43,0		CEN 1058
PF2 ²	1365	7,5	-	0,060	28,2	6,0	UGAMS#8492
		22,5	2.522	0,250	30,5	30,0	UGAMS#8493
		47,5	3.727		21,7		UGAMS#8494
PIN ³	1247	20	5.763	0,075	14,3	1,0	CEN 1177
		144	22.443				CEN 1176
PNSVIII ³	1168	4,5	Moderna	0,430	36,9	53,9	CEN 1174
		37,5	821		23,7		CEN 1175
PNSVII ³	1261	18	Moderna	0,058	29,0	5,8	CEN 1178
		44	6.298		21,2		CEN 1179
Itambé ³	2014	3	Moderna	0,037	49,3	1,85	CEN 1052
		15	3.278		46,4		CEN 1053
São Miguel ³	1250	10	7.748	0,034	13,6	0,3	CEN 1045
		82	28.793	0,036	12,6	0,3	CEN 1046
		132	42.768	0,310	12,5	1,9	CEN 1049
		164	43.686		12,9		CEN 1050
PF3 ⁴	1362	57,5	507	11,300	24,8	70,1	UGAMS 4921

TURFEIRAS DA SERRA DO ESPINHAÇO MERIDIONAL

		92,5	544	0,370	36,3	4,6	UGAMS 4922
		214,5	4.538	0,410	22,1	2,4	UGAMS 4920
		400,5	9.066		7,4		UGAMS 4923
Rio Preto ⁵ campo	1609	22,5	143	0,220	40,2	7,9	CEN 1218
		112,5	4.226	0,320	13,6	18,9	UGAMS 15116
		217,5	7.664		9,7		UGAMS 15117
Rio Preto ⁵ capão	1614	22,5	Moderna	0,420	38,5	22,7	CEN 1219
		112,5	2.194	0,610	39,9	36,6	CEN 1220
		202,5	3.666		28,0		CEN 1221
Araçuaí ⁵ campo	1600	22,5	1.221	0,100	26,3	2,9	CEN 1223
		82,5	7.149	0,150	36,0	14,1	CEN 1224
		142,5	11.129		27,6		LACUFF 140003
Araçuaí ⁵ capão	1609	22,5	Moderna		28,4		CEN 1222
		97,5	4.030	0,190	17,7	20,4	LACUFF 140001
		157,5	8.555	0,130	10,1	10,3	LACUFF 140002
Rio Preto ⁶ campo2	1612	20,5	6.081	0,298	32,4	5,8	UGAMS 28645
		172,5	11.182	0,409	33,3	11,6	UGAMS 28646
		330,5	15.048	0,048	2,0	0,7	UGAMS 28647

368,5 23.037

33,6

UGAMS
28648

¹Campos, 2009; ²Silva, 2012; ³Silva et al., 2013; ⁴Horák, 2009; ⁵Bispo et al., 2016; ⁶Costa, 2018. UGAMS; Center for Applied Isotope Studies, Georgia University; CENA: Centro Nacional de Energia Nuclear na Agricultura, USP; LACUFF: Laboratório de radiocarbono, Universidade Federal Fluminense.

Fonte: os autores

Referências

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2019). ODS 6 no Brasil: visão da ANA sobre os indicadores/Agência Nacional de Águas. Brasília: ANA.

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2021). Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico – ANA. <https://relatorio-conjuntura-ana-2021.webflow.io>.

Barral, U. M. (2018). *Hidrologia e fluxo de carbono em turfeiras tropicais de montanha*. (Tese de doutorado). Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina.

Barros, L. R. (2013). *O índice do estado trófico e sua adaptação para os sistemas lênticos do semiárido cearense*. (Dissertação de mestrado). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, Brasil.

Bispo, D. F. A. (2013). Caracterização quali-quantitativa dos recursos hídricos e da dinâmica do carbono de turfeiras das cabeceiras do Rio Araçuaí. (Dissertação de mestrado). Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina.

Bispo, D. F. A., Silva, A. C., Christofaro, C., Silva, M. L. N., Barbosa, M. S., Silva, B. P. C., & Barral, U. M. (2015). Caracterização de turfeiras das cabeceiras do Rio Araçuaí, Minas Gerais. *Rev. Bras. Cienc. do Solo*, 39, 475-489. <https://doi.org/10.1590/01000683rbc20140337>.

Bispo, D. F. A., Silva, A. C., Christofaro, C., Silva, M. L. N., Barbosa, M. S., Silva, B. P. C., Barral, U. M., & Fabris, J. D. (2016). Hydrology and carbon

dynamics of tropical peatlands from Southeast Brazil. *Catena*, 143, 18-25. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.03.040>.

Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. *Resolução nº 357, de 2005*. Classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, mar. 2005.

Campos, J. R. da R. (2009). Caracterização, mapeamento, volume de água e estoque de carbono da turfeira da área de proteção ambiental Pau-de-Fruta em Diamantina–MG. (Dissertação de mestrado). Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina.

Campos, J. R. da R., Silva, A. C., Fernandes, J. S. C., Ferreira, M. M., & Silva, D. V. (2011). Water retention in a peatland with organic matter in different decomposition stages. *Rev. Bras. Ciência do Solo*, 35, 1217-1227. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832011000400015>.

Campos, J. R. da R., Silva, A. C., & Vidal-Torrado, P. (2012). Mapping, organic matter mass and water volume of a peatland in Serra do Espinhaço Meridional. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 36, 723-732. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000300004>.

Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22, 361-369.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. (2013). Águas Superficiais. <http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/42-indice-de-qualidade-das-aguas-%28iqa%29>.

Costa, C. R. (2018). Reconstituição paleoambiental utilizando uma abordagem multi-proxy em um registro de turfeira tropical de montanha, Minas Gerais, Brasil. (Dissertação de mestrado). Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina.

Costa, C. R., Horák-Terra, I., Coe, H. H. G., Chueng, K. F., Machado, D. O. B. F., de Camargo, P. B., Barral, U. M., Tassinari, D., & Silva, A. C. (2022). Multi-proxy analysis of a Holocene records from a high-altitude tropical peatland in the Serra do Espinhaço Meridional, Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, 103795. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2022.103795>.

Daniels, S. M., Agnew, C. T., Allott, T. E. H., & Evans, M. G. (2008). Water table variability and runoff generation in an eroded peatland, South Pennines, UK. *Journal of Hydrology*, 361(1-2), 214-226. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.07.042>.

Esteves, F. A. (1988). *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 574p.

Evans, M., & Warburton, J. (2011). *Geomorphology of upland peat: erosion, form and landscape change*. John Wiley & Sons.

Freeman, C., Lock, M. A., & Reynolds, B. (1993). Impacts of Climatic Change On Peatland Hydrochemistry; A Laboratory-Based Experiment. *Chemistry and Ecology*, 8(1), 49-59, 1 jan. <https://doi.org/10.1080/02757549308035300>.

Gorham, E. (1991). Northern Peatlands: Role in the Carbon Cycle and Probable Responses to Climatic Warming on JSTOR. *Ecol. Appl.*, 1, 182-195. <https://doi.org/10.2307/1941811>.

Horák, I. (2009). Relações pedológicas, isotópicas e palinológicas na reconstrução paleoambiental da turfeira da Área de Proteção Especial (APE) Pau-de-Fruta, Serra do Espinhaço Meridional-MG. (Dissertação de mestrado). Universidade de São Paulo, Piracicaba.

Horák-Terra, I., Martínez-Cortizas, A., Camargo, P.B., Silva, A.C., Vidal-Torrado, P., 2014. Characterization of properties and main processes related to the genesis and evolution of tropical mountain mires from Serra do Espinhaço Meridional, Minas Gerais, Brazil. *Geoderma*, 232-234, 183–197. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.05.008>

Horák-Terra, I., Cortizas, A. M., Da Luz, C. F. P., Silva, A. C., Mighall, T., De Camargo, P. B., Mendonça-Filho, C. V., De Oliveira, P. E., Cruz, F. W., & Vidal-Torrado, P. (2020). Late Quaternary vegetation and climate dynamics in central-eastern Brazil: insights from a ~35k cal a bp peat record in the Cerrado biome. *J. Quat. Sci.*, 35, 664-676. <https://doi.org/10.1002/jqs.3209>.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades@, 2017. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/sao-paulo/panorama>.

Kettridge, N., Turetsky, M. R., Sherwood, J. H., Thompson, D. K., Miller, C. A., Benscoter, B. W., Flannigan, M. D., Wotton, B. M., & Waddington, J. M. (2015). Moderate drop in water table increases peatland vulnerability to post-fire regime shift. *Scientific Reports*, 5, 8063. <https://doi.org/10.1038/srep08063>.

Lamparelli, M. C. (2004). Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento. (Tese de doutorado). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

Machado, Â. F., Milhomem, L. V., Ribeiro, M. E., & dos Santos, M. M. (2013). Evaluation of water quality in the stream mutuca in Gurupi County, Tocantins State, Brazil. *Journal of Biotechnology and Biodiversity*, 4(1), 20-24. <https://doi.org/10.20873/jbb.uft.cemaf.v4n1.machado>

Maia, J. L., Mauad, F. F., Albertin, L. L., & Barbosa, A. A. (2008). Uso de geotecnologias para análise espacial da qualidade da água no Reservatório de Barra Bonita–SP. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 13(2), 141-149.

Secretaria de Casa Civil e de Relações Institucionais. (2020). Diário do Executivo – terça-feira, 22 de setembro de 2020 – Minas Gerais. <http://jornal.iof.mg.gov.br/xmlui/handle/123456789/238790>

Ministério do Desenvolvimento Regional – MDR. (2019). Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. <http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ae/2019/Diagnostico-SNIS-AE-2019-Capitulo-07.pdf>.

Neves, S. D. C., Horn, A. H., & Fraga, L. M. S. (2008). Geoquímica ambiental da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão das Pedras, Diamantina, MG. *Revista Geonomos*, 16(2), 63-68. <https://doi.org/10.18285/geonomos.v16i2.84>

Silva, A. C., Horák, I., Vidal-Torrado, P., Cortizas, A. M., Racedo, J. R., & Campos, J. R. da R. (2009). Turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional - MG: II - influência da drenagem na composição elementar e substâncias húmicas. *Rev. Bras. Ciência do Solo*, 33, 1399-1408. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832009000500031>.

Silva, A. C., Horák-Terra, I., Barral, U. M., Costa, C. R., Gonçalves, S. T., Pinto, T., Christófaros Silva, B. P., Cunha Fernandes, J. S., Mendonça Filho, C. V., & Vidal-Torrado, P. (2020). Altitude, vegetation, paleoclimate, and radiocarbon age of the basal layer of peatlands of the Serra do Espinhaço Meridional, Brazil. *J. South Am. Earth Sci.*, 103. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2020.102728>.

Silva, M. L. (2012). Turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional: mapeamento e estoque de matéria orgânica. (Dissertação de mestrado). Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina.

Silva, M. L., Silva, A. C., Silva, B. P. C., Barral, U. M., Soares, P. G. S., & Vidal-Torrado, P. (2013). Surface Mapping, organic matter and water stocks in peatlands of the Serra do Espinhaço Meridional - Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 37, 1149-1157. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000500004>.

Toledo Jr., A. P., Talarico, M., Chinez, S. J., & Agudo, E. G. (1984). Aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais”. *Anais do Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, Camboriú, Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária*, p. 1-34.

Uddin, G., Nash, S., & Olbert, A. I. (2021). A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecol. Indic.*, 122, 107218. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218>

Wallage, Z. E., Holden, J., & McDonald, A. T. (2006). Drain blocking: An effective treatment for reducing dissolved organic carbon loss and water discolouration in a drained peatland. *Science of the Total Environment*, 367, 811-821. <https://10.1016/j.scitotenv.2006.02.010>.

Worrall, F., Burt, T. P., Jaeban, R. Y., Warburton, J., & Shedden, R. (2002). Release of dissolved organic carbon from upland peat. *Hydrological Processes*, 16(17), 3487-3504. <https://doi.org/10.1002/hyp.1111>.

Worrall, F., Burt, T., & Shedden, R. (2003). Long term records of riverine dissolved organic matter. *Biogeochemistry*, 64, 165-178. <https://doi.org/10.1023/A:1024924216148>.

Zon, C. (2008). Influência de drenagem sobre solos orgânicos e parâmetros de qualidade de água. Estudo de caso: “Vale do Suruaca” delta do Rio Doce. (Tese de doutorado). Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre.

CAPÍTULO 4

BIODIVERSIDADE

Carlos Victor Mendonça Filho

Fabiane Nepomuceno Costa

Evandro Luiz Mendonça Machado

Anne Priscila Dias Gonzaga

Anete Pedro Lourenço

Christian Nathan da Silva Oliveira

Cristiane Coelho de Moura

Simone Nunes Fonseca

Thaís Ribeiro Costa

André Rodrigo Rech

A SdEM constitui importante barreira biogeográfica que separa, em sua porção central, dois importantes biomas brasileiros: a Mata Atlântica com as áreas florestais em sua encosta oriental, e o Cerrado com as áreas abertas em sua encosta oeste (Giulietti et al., 1997; Silva, Pedreira & Almeida Abreu, 2005; Silveira et al., 2016). Áreas de transição (ou ecótonos) como essas tendem a abrigar maior riqueza e abundância de espécies, porque suportam comunidades sobrepostas que normalmente seriam restritas a ecossistemas isolados (Kark, Allnutt, Levin, Manne & Williams, 2007; Vitorino, Vilas Boas da Frota, Ikeda Castrillon & Nunes, 2018; Sementili-Cardoso, Marques Vianna, Whitacker Gerotti & Donatelli, 2019). A grande riqueza de espécies de plantas encontrada nos ecótonos da Serra do Espinhaço parece confirmar o potencial incremento em diversidade dessas áreas. Estima-se que a vegetação ao longo da Serra do Espinhaço compreenda cerca de 5.000 espécies de plantas vasculares, das quais 40% são endêmicas, pertencentes a 134 famílias e 753 gêneros (Silveira et al., 2016). Isso representa aproximadamente 15% da flora vascular do Brasil em

menos de 1% do seu território (Fernandes et al., 2018; Silveira et al., 2016; Neves et al., 2018; Reflora, 2016; Zappi et al., 2015).

Nas áreas mais elevadas da SdEM encontramos um mosaico vegetal formado por campos e florestas intercalados (Gonzaga, Machado, 2021). As porções florestais encontram-se naturalmente fragmentadas em “ilhas florestais” e são regionalmente conhecidas como “Capões de mata” (Silveira et al., 2016; Coelho et al., 2016; Coelho, Neves, Perillo, Morellato & Fernandes, 2018a; Coelho, 2018b; Moura, Costa, Oliveira, Fonseca & Machado, 2021; Costa, Moura, Silva, Gonzaga & Machado, 2021a; Costa, Moura, Machado & Gonzaga, 2021b), já na formação campestre há predomínio dos campos rupestres e campos limpos (Figura 1).

Os capões de mata ocorrem em clima e solo específicos, em geral, são encontrados em áreas deprimidas da paisagem fortemente associados às áreas de nascentes e onde o lençol freático se situa na superfície do solo (Figura 1A) (Fontes & Walter, 2011; Coelho et al., 2016, 2018a; Moura et al., 2021; Brant, Silva, Castro, Perillo & Neves, 2021). Devido à saturação do solo com água, as plantas dessa vegetação apresentam inúmeras adaptações para sobreviver nessas condições ambientais (Fontes & Walter, 2011), o que as torna fisionomias com funções ecológicas potencialmente únicas (Costa et al., 2021a). Os estudos disponíveis indicam que essas ilhas de vegetação, espalhadas na paisagem, podem conter comunidades muito distintas entre si, e, portanto, não devem ser tratadas como amostras similares. Também são fundamentais para a complementaridade e conectividade da flora regional da SdEM (Costa et al., 2021a). A variação na composição e estrutura é comum nas florestas da Serra do Espinhaço como resposta às condições geo-climáticas locais (Harley, 1995).

Estudos fitossociológicos têm caracterizado os capões de mata da Serra do Espinhaço como florestas estacionais semidecíduais alto-montanas e que possuem uma composição florística similar às florestas semidecíduais do sudeste brasileiro associadas ao domínio da Mata Atlântica (Souza, 2009).

Os Campos Rupestres ocorrem em solos rasos, com poucos nutrientes e arenosos, com baixa capacidade de retenção de umidade. Nessa região há ventos e radiação solar intensos e grande amplitude térmica diária, além de longos períodos de estiagem. Dessa forma, as plantas que ocorrem nos campos rupestres apresentam especializações que permitem sua sobrevivência a essas condições ambientais extremas e muitos táxons têm nos campos rupestres seus centros de diversidade, tais como as famílias Eriocaulaceae, Velloziaceae e Xyridaceae, além de tantos outros gêneros de outras famílias, como Melastomataceae, Asteraceae e Fabaceae.

As áreas de campo limpo encharcadas ou alagadas, onde estão localizadas as turfeiras, são localmente conhecidas como vargem ou brejo. Exemplos desses ecossistemas são encontrados na região do Planalto de Diamantina, e dada à sua importância não raro estão inseridos em Unidades de Conservação (UCs) como a Área de Proteção Especial (APE) Pau-de-Fruta (manancial que fornece água para a cidade de Diamantina), a Área de Proteção Ambiental (APA) Águas Vertentes, o Parque Nacional (PN) das Sempre-Vivas, o Parque Nacional da Serra do Cipó, o Parque Estadual (PE) do Rio Preto e a cabeceira do Rio Araçuaí, esta última fora de unidade de conservação (Figura 1).

Figura 1 – Turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional: A- APE Pau de Fruta, B- APA Aguas Vertentes, C e D- P. E. Rio Preto, E- P. N. Sempre-Vivas; F- P. N. Serra do Cipó





Fonte: A-E, arquivo pessoal de Carlos Victor M. Filho; F- arquivo pessoal de Paulo Sano

Os Campos Limpos Úmidos, que geralmente ocorrem entre os campos rupestres e os capões de mata, são caracterizados por denso estrato herbáceo de plantas graminóides, associados aos Organossolos e localizados em altitudes superiores a 1.100 m. Dado seu potencial de acumulação e liberação continuada da água, essas áreas ficam nas cabeceiras dos rios e em áreas de depressões de superfícies planas, com drenagem comprometida. Percebe-se nessas áreas uma elevada acidez devido ao acúmulo de matéria orgânica (Verdi, Pougy, Martins & Martinelli, 2015; Horák-Terra et al., 2015; Abreu-Filho et al., 2021).

Flora dos ecossistemas de turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional

Nas turfeiras da SdEM o estrato herbáceo denso é formado principalmente por representantes das famílias Cyperaceae (*Rynchos-*

pora spp., *Lagenocarpus* spp.), Poaceae (*Chusquea pinifolia* (Nees) Nees, *Loudetiopsis chrysothrix* (Nees) Conert), Xyridaceae (*Xyris platystachya* L.A. Nilsson ex Malme, *Xyris* spp.) e Melastomataceae (*Cambessedesia hilariana* (Kunth) DC., *Lavoisiera imbricata* (Thunb.) DC., *Microlicia* spp.) (Figura 2). Essas plantas são, portanto, elementos comuns nos campos rupestres que circundam os campos úmidos. Algumas vezes ocorrem vários indivíduos adensados formando “manchas” na paisagem, como *Microlicia* sp e *Lavoisiera imbricata* (Thunb.) DC (Figura 2). Por outro lado, há indivíduos de menor porte e que ocorrem de forma mais esparsa, mas que são sempre frequentes nessas áreas, como representantes das famílias Droseraceae (*Drosera* spp.), Lentibulariaceae (*Utricularia* spp.), Eriocaulaceae (*Paepalanthus*, *Comanthera* e *Syngonanthus*) e Orchidaceae (*Epidendrum* spp., *Cleistes* spp., *Habenaria* spp e *Sisyrinchium* spp.).

Figura 2 – A- *Microlicia* sp. (Melastomataceae), B- *Lavoisiera imbricata* (Melastomataceae), C- *Xyris platystachya* (Xyridaceae), D- *Rhynchospora* sp. (Cyperaceae), E- *Lagenocarpus hispidus* (Cyperaceae)





Fonte: A-D, F- arquivo pessoal Carlos Victor M. Filho, E- arquivo pessoal Fabiane N. Costa

Algumas espécies ocorrem exclusivamente em áreas encharcadas ou alagadas, como *Eriocaulon aquatile* Mart. ex Körn., *Leiothrix fluitans* (Mart.) Ruhland, *Sygonanthus hygrotrichus* Ruhland, *Mayaca* spp., que ocorrem dentro dos cursos d'água. Já *Paepalanthus planifolius* (Bong.) Körn., *P. distichophyllus* Mart. e *P. flaccidus* (Bong.) Kunth, ocorrem exclusivamente em solos encharcados ou úmidos, além de representantes de Araceae, Lentibulariaceae, Droseraceae, dentre outras.

Eriocaulaceae é uma das famílias mais características dessas áreas altas da Serra do Espinhaço, com várias espécies conhecidas e comercializadas como sempre-vivas. Algumas dessas espécies, com importância econômica local, ocorrem nos campos rupestres e também nos campos úmidos, como *Comanthera xeranthemoides* (Bong.) L. R. Parra & Giul. e *C. centauroides* (Bong.) L. R. Parra & Giul., ambas conhecidas popularmente pelo nome de jazida. Há ainda espécies de outras famílias, como Cyperaceae e Xyridaceae que ocorrem nessas áreas úmidas e que também são colhidas e comercializadas na região de Diamantina, como espécies de *Rhynchospora* (estrelinha), *Xyris* (espeta-nariz, abacaxizinho), além de *Cephalostemum riedelianus*, típico de áreas úmidas e único representante da família Rapateaceae na Serra do Espinhaço.

A flora da região da Chapada do Couto possui algumas particularidades. Além da ocorrência de todas as espécies citadas anteriormente, que são de maneira geral comuns às áreas úmi-

das do Espinhaço Meridional, há um grande número de espécies endêmicas e ainda pouco conhecidas pela ciência. Os primeiros estudos florísticos nessa região foram efetuados pelo naturalista Álvaro da Silveira, que estudou a flora de algumas localidades do Espinhaço Meridional incluindo a Chapada do Couto. Na época, A. A. Silveira (1908, 1928) descreveu muitas espécies novas de diferentes famílias, mas principalmente de Eriocaulaceae, e muitas delas permaneceram durante décadas sem novos registros de coleta. Sabe-se hoje que se trata de espécies endêmicas do alto da Chapada e ou de serras adjacentes, como a Serra do Gavião, e por isso nunca foram encontradas em outras localidades. Os estudos atuais têm levantado mais informações sobre essas espécies endêmicas pouco conhecidas, como *Actinocephalus coutoensis* (Silveira) Sano e *Paepalanthus diamantinensis* Moldenke, e também a descoberta de novas espécies, provavelmente também restritas ao alto dessas serras.

Na Tabela 1 é apresentada uma lista de famílias, gêneros e espécies mais representativas de diferentes fitofisionomias encontradas na Serra do Espinhaço Meridional, na APE Pau de Fruta em Diamantina (MG) (Horák, 2009), na Chapada do Couto, no Parque Estadual do Rio Preto, São Gonçalo do Rio Preto e em Felício dos Santos (MG) (Souza, 2009; Silva et al., 2019; Gonçalves, 2021; Mendonça Filho & Costa, 2022), no Parque Nacional das Sempre Vivas e no Parque Estadual do Biribiri, em Diamantina (MG) (Costa et al., 2021a) e na Serra do Cipó (Meguro, Pirani, Mello-Silva & Giuliatti, 1996a, 1996b). Na compilação dos dados foram levantadas 50 famílias, 83 gêneros e 111 espécies mais comuns, das quais 66% ocorrem em formações campestres (44% em campo limpo seco e 22% em campo limpo úmido) e 34% em formações florestais (na maioria capões de mata e algumas nas matas ripárias da Serra do Cipó) (Figura 2).

Tabela 1 – Lista de famílias, gêneros e de espécies coletadas em áreas campestres e Capões de Mata associadas às turfeiras da Serra do Espinhaço

Família	Gênero/Espécie	Fitosionomias	Referências
Acanthaceae	ni ²	CLS	5
Amaryllidaceae	<i>Hippeastrum</i>	CLS	5
Anacardiaceae	<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	CM, MR	2,6
Annonaceae	<i>Xylopia emarginata</i> Mart.	CM	4,7
Apocynaceae	<i>Mandevilla</i>	CLS	5
	<i>Oxypetalum</i>	CLS	5
	<i>Oxypetalum erectum</i>	CLS	5
Araceae	<i>Anthurium</i>	CLU	5
	<i>Philodendron uliginosum</i> Mayo	CLU	3
Araliaceae	<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	CM	4
Arecaceae	<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	CM	2,4
Asteraceae	<i>Aspilia</i>	CLS, CLU	5
	<i>Baccharis</i>	CLU	5
	<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	CLS	1
	<i>Lychnophora</i> cf. <i>gardneri</i> Sch. Bip.	CLS	1
	<i>Richterago angustifolia</i> (Gardner) Roque	CLS	5
	<i>Billbergia vittata</i> Brongn. ex Morel	CM	4
Bromeliaceae	<i>Dyckia</i>	CLS	5
Burseraceae	<i>Protium brasiliense</i> (Spreng.) Engl.	MR	6
	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	CM	3
	<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	CM	7
Campanulaceae	ni	CLS	5

² Não identificada

Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	CLS	3,4
	<i>Kielmeyera</i> sp.	CLS	1
Commelinaceae	<i>Commelina</i>	CLS	5
Cyatheaceae	<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.	MR	6
Cyperaceae	<i>Bulbostylis paradoxa</i> (Spreng.) Lindm.	CLU	1
	<i>Lagenocarpus tenuifolius</i> (Boeckeler) C.B. Clarke	CLU, CLS	3
	<i>Lagenocarpus rigidus</i> Nees	CLU, CLS	3
	<i>Rhynchospora exaltata</i> Kunth	CLU	1
	<i>Rhynchospora rugosa</i> (Vahl) Gale	CLU	1
	<i>Rhynchospora speciosa</i> (Kunth) Boeckeler	CLU	1
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	CM	5
Clusiaceae	<i>Clusia criuva</i> Cambess.	CM	2
Ericaceae	<i>Gaylussacia brasiliensis</i> (Spreng.) Meisn.	CLS	5
Eriocaulaceae	<i>Actinocephalus</i>	CLS	5
	<i>Actinocephalus brachypus</i> (Bong.) Sano	CLS	5
	<i>Actinocephalus delicatus</i> Sano	CLS	5
	<i>Actinocephalus incanus</i> (Bong.) F. N. Costa	CLS	5
	<i>Actinocephalus</i> cf. <i>polyanthus</i> (Bong.) Sano	CLS	1
	<i>Eriocaulon</i>	CLS	1
	<i>Leiothrix</i>	CLS	5
	<i>Paepalanthus</i>	CLU	5
	<i>Paepalanthus bromelioides</i> Silveira	CL	1
	<i>Paepalanthus capillifolius</i> Moldenke	CLS	1
	<i>Paepalanthus</i> cf. <i>diamantinensis</i> Moldenke	CLS	5

	<i>Paepalanthus flaccidus</i> (Bong.) Kunth	CLU	5
	<i>Paepalanthus macropodus</i> Ruhland	CLS	5
	<i>Paepalanthus montanus</i> Silveira	CLS	5
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	MR	6
	<i>Croton</i>	CLS	5
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	CLS, CM	5
Fabaceae	<i>Chamaecrista</i>	CLS	5
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	MR	6
	<i>Galactia martii</i> Mart.	CLS	5
	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	MR	6
	<i>Swartzia multijuga</i> Vogel	CM	7
Gentianaceae	<i>Calolisianthus pulcherrimus</i> (Mart.) Gilg	CLS	5
Gleicheniaceae	<i>Sticherus bifidus</i> (Willd.) Ching	CLS	1
Iridaceae	<i>sp 1</i>	CLS, CLU	5
	<i>sp2</i>	CLS, CLU	5
Lamiaceae	ni	CLS	5
Lentibulariaceae	<i>Genlisea</i> cf. <i>filiformis</i> A.St.-Hil.	CLU	1
	<i>Utricularia</i>	CLU	5
Lycopodiaceae	<i>Palhinhaea cernua</i> (L.) Franco & Vasc.	CLU	1
Lythraceae	<i>Cuphea</i>	CLS	5
	<i>Cuphea micranta</i> Kunth.	CLS	5
Magnoliaceae	<i>Magnolia ovata</i> (A.St.-Hil.) Spreng.	CM	2
Malpighiaceae	<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) DC.	CLS	1
Malvaceae	ni	CLS	5
Melastomataceae	<i>Cambessedesia hilariana</i> (Kunth) DC.	CLS	5
	<i>Lavoisiera imbricata</i> (Thunb.) DC.	CLU	5
	<i>Miconia</i>	CM	4

	<i>Microlicia</i>	CLU	5
	<i>Mouriri</i>	CLS	5
	<i>Pleroma semidecandrum</i> (Schrank et Mart. ex DC.) Triana	CM	5
	<i>Pleroma candolleanum</i> (Mart. ex DC.) Triana	MR	6
	<i>Trembleya parviflora</i> (D.Don) Cogn.	CM	7
Monimiaceae	<i>Mollinedia triflora</i> (Spreng.) Tul.	CM	2
Myrtaceae	ni	CM	5
	<i>Campomanesia adamantium</i> (Cambess.) O.Berg	CLS	1
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	CM	4
Nyctaginaceae	<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex Schmidt) Lundell	CM	2
Orchidaceae	<i>Acianthera serpentula</i> (Barb. Rodr.) F.Barros	CM	4
	<i>Epidendrum dendrobioides</i> Thunb.	CM	5
	<i>Skeprostachys congestiflora</i> (Cogn.) Garay	CM	5
Ochnaceae	<i>Ouratea</i> sp.	CLS	5
Plantaginaceae	<i>Angelonia</i>	CLS	5
Phyllanthaceae	<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	MR	6
	<i>Richeria grandis</i> Vahl	CM/MR	2,6,7
Pteridaceae	<i>Blechnum</i>	CLS	1
Poaceae	<i>Apochloa euprepes</i> (Renvoize) Zuloaga & Morrone	CL	1
	<i>Chusquea pinifolia</i> (Nees) Nees	CLU	5
	<i>Echnolaena inflexa</i> (Poir.) Chase	CLS	5
	<i>Eriochrysis cayennensis</i> P.Beauv.	CL	1
	<i>Loudetiopsis chrysothrix</i> (Nees) Conert	CL	1
	<i>Paspalum polyphyllum</i> Nees	CL	1

Primulaceae	<i>Myrsine venosa</i> A.DC.	CM	2,5
Proteaceae	<i>Roupala montana</i> Aubl.	CM	4
Rubiaceae	<i>Eugenia</i>	CM	4
	<i>Faramea</i>	CM	4
	<i>Marlierea</i>	CM	4
	<i>Palicourea sessilis</i> (Vell.) C.M.Taylor	MR	6
	<i>Smilax</i>	CLS	1
Velloziaceae	<i>Vellozia</i>	CLS	5
	<i>Vellozia</i> aff. <i>caespitosa</i> L.B.Sm. & Ayensu	CLS	5
	<i>Vellozia variabilis</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	CLS	5
Vochysiaceae	<i>Callisthene major</i> Mart.	CLS	5
Winteraceae	<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	CM	4
Xyridaceae	<i>Xyris</i> sp 1	CLU	5
	<i>Xyris</i> sp 2	CLU	5

1- Horák - APE Pau de Fruta, Diamantina (MG); 2- Souza (2009)*: P. E. Rio Preto, Felício dos Santos (MG); 3- Silva et al. (2019)- P. E. Rio Preto, Felício dos Santos (MG); 4- Gonçalves (2021)- P. E. Rio Preto, Felício dos Santos (MG) e Diamantina (MG) (Pinheiro); 5- Mendonça Filho e Costa (2022): Relatório parcial PELD/IEF, P. E. do Rio Preto e na Bacia do Rio Araçuaí, em Felício dos Santos (MG); 6- Meguro et al. (1996), a e b** - Serra do Cipó e 7 - Costa et al. (2021a)*** - P. N. Sempre-Vivas e Diamantina (Biribiri). CLS- Campo Limpo Seco, CLU- Campo Limpo úmido, CM- Capão de Mata, MR- Mata Ripária. *Souza (2009), incluídas as dez espécies com maior valor de importância, em capões; ** Meguro et al. (1996a, 1996b). Incluídas as dez espécies com maior valor de importância, em área de mata ripária; ***Costa et al. (2021a) incluídas as cinco espécies com maior riqueza de indivíduos.

Fonte: os autores

Interações

Ao nos depararmos com a riqueza de plantas das áreas de turfeiras e adjacências, imediatamente surge a questão de como essa diversidade teria surgido e como ela se mantém. Uma parte dessa

explicação sem dúvida está relacionada às interações (herbivoria, polinização, fixação de nitrogênio, dentre outras) que essas espécies estabelecem. No entanto, os estudos sobre interações biológicas em turfeiras concentram-se majoritariamente em áreas de conservação no hemisfério Norte (EUA, Canadá e Europa) com poucos trabalhos realizados em regiões tropicais como o Brasil. Dessa forma, sabemos ainda muito pouco sobre o papel efetivo das interações ecológicas na origem e manutenção da diversidade da flora associada às turfeiras. Na maioria dos casos os estudos existentes não focam no efeito ou na consequência de as interações ocorrerem em áreas turfosas, mas apenas utilizam o local, pois dado o serviço ecossistêmico de provisão hídrica que desempenham, essas áreas tendem a ser mais bem conservadas e abrigar mais espécies (boa parte endêmica conforme citado anteriormente). Mesmo considerando os trabalhos que utilizaram as turfeiras somente como local de coleta e não como parte da questão investigativa, poucas famílias botânicas foram aí estudadas (Asteraceae, Fabaceae, Rosaceae, Lamiaceae, Brassicaceae, Campanulaceae e Restionaceae).

Uma das razões para os poucos trabalhos com interações em áreas turfosas é o fato de esses estudos em geral demandarem um esforço de campo maior e mais sistematizado. Esse esforço esbarra no acesso e na permanência nos ecossistemas de turfeiras. Um exemplo emblemático desses desafios e do potencial que pesquisas em turfeiras pode apresentar para estudos de interações, ocorreu com a polinização da orquídea fantasma (*Dendrophylax lindenii*) em turfeiras dos Estados Unidos. Pela dificuldade logística de permanecer noites consecutivas observando as flores dessa planta no alto de árvores, à espera dos seus polinizadores, por muito tempo se assumiu (algo que é bastante comum na biologia de polinização) que em função do comprimento de sua corola o polinizador fosse um esfingídeo de probóscide muito longa (e.g. *Cocytius antaeus*). Ao desenvolverem um novo sistema de observação utilizando câmeras, Houlihan, Stone, Clem, Owen e Emmel (2019) desvendaram a história natural dessa orquídea descobrindo que seu polinizador é outra mariposa (*Pachylia ficus*). Esse achado forçou a reformulação

das medidas de conservação da espécie de orquídea criticamente ameaçada de extinção (Houlihan et al., 2019).

Ainda no contexto da polinização, pode-se notar estudos com processos ecológicos que, por vezes, são peculiares na formação das turfeiras, como a sucessão ecológica de espécies vegetais, bem como a manutenção da biodiversidade local, comparando a existência de polinizadores generalistas e especialistas e seu papel na formação de frutos e sementes. Além disso, os impactos negativos que as queimadas e a fragmentação desses habitats acarretam nas interações planta-polinizador também podem ser diferentes nessas áreas (Watts & Didham, 2006).

As turfeiras criaram palco inclusive para uma discussão antiga e recentemente revigorada na ecologia que diz respeito ao papel de competição e facilitação na estruturação de comunidades ecológicas. Analisando a diversidade de *Éricas* em turfeiras do Canadá, Reader (1979) indicou a competição por insetos polinizadores como o provável fator de diversificação das espécies, enquanto a temperatura teria atuado mais fortemente na definição da ordem de florescimento dessas plantas (Reader, 1979). Já o efeito de espécies invasoras que supostamente competiriam com espécies nativas de uma mesma família não foi confirmado em outro estudo realizado em turfeiras também do Canadá com *Lythrum salicaria* e *Decodon verticillatus* (Silva et al., 2013b). Há que se ressaltar que nessa região a densidade populacional das espécies e as comunidades nas quais estão inseridas, são completamente diferentes do que se vê na região do Espinhaço, por exemplo. Dessa forma, estudos com este panorama teórico precisam ser replicados na região tropical, especialmente porque as comunidades estabelecidas nas turfeiras dessa região parecem ser muito mais diversas e os efeitos de competição e facilitação entre plantas de áreas megadiversas são extremamente pouco estudados, em detrimento do potencial que ensejam (Lopes et al., 2021; Bergamo, Streher, Traveset, Wolowski & Sazima, 2020).

As análises de visitantes florais e polinizadores mostram um número representativo de insetos, em especial das ordens Hymenoptera, Coleoptera e Diptera que atuam em áreas turfosas. Para

a maioria das abelhas oligoléticas (que se alimentam do pólen de poucas ou apenas uma espécie de planta), a redução de habitat como o das turfeiras representa o maior perigo de extinção (Bogusch, Bláhová & Horák, 2020). Além disso, a análise da função ecossistêmica de polinização no nível da paisagem já resultou em fortes recomendações de manejo para área inundáveis e turfeiras na Bélgica (Somme, Mayer & Jacquemart, 2014). A preocupação com funções ecossistêmicas tem se tornado cada vez mais recorrente também em ambientes tropicais. Nessas situações as turfeiras merecem propostas de proteção claramente diferenciadas de outros ambientes úmidos ou florestais e isso demanda conhecer em detalhes os processos ecológicos e funcionais que geram e mantêm a diversidade vegetal a elas associada ao longo do tempo (Harrison, 2013). Isso se torna especialmente importante também na recuperação de áreas turfosas. Na região temperada essa recuperação parece ser mais influenciada pela identidade das espécies utilizadas do que pela composição de espécies ou grupos funcionais considerados (Fard, Farries, Bérubé, Rochefort & Strack, 2020). No entanto, dado o contexto megadiverso da região do Espinhaço é possível que o cenário nessa região seja drasticamente diferente, o que requer estudos amplos e urgentes acerca do funcionamento de interações em áreas turfosas, dado o seu papel central na provisão do serviço ecossistêmico de abastecimento hídrico que esses ambientes proporcionam para toda a região.

Para além da polinização, as assembleias de invertebrados em turfeiras também podem ser relativamente ricas em espécies e esses animais desempenham um papel fundamental na fragmentação da serrapilheira como parte do acúmulo de turfa (Littlewood et al., 2010). Apesar da diversidade, e de vários táxons de invertebrados terrestres serem indicadores ambientais, o papel ecológico e funcional desse grupo ainda é pouco conhecido (Batzer, Wu, Wheeler & Eggert, 2016). Para esses animais o fogo, uma das características comuns e marcantes de turfeiras, também pode ser bastante danoso à biodiversidade desse ecossistema, fato observado nas comunidades de formigas e cupins em turfeiras tropicais da Indonésia (Neoh et al., 2017). Em síntese, fica evidente o papel central das interações

em áreas turfosas e o quanto desconhecemos sobre seu funcionamento nesses locais. Essa constatação requer medidas urgentes para conhecer e proteger processos interativos em áreas de turfeiras.

Ameaças

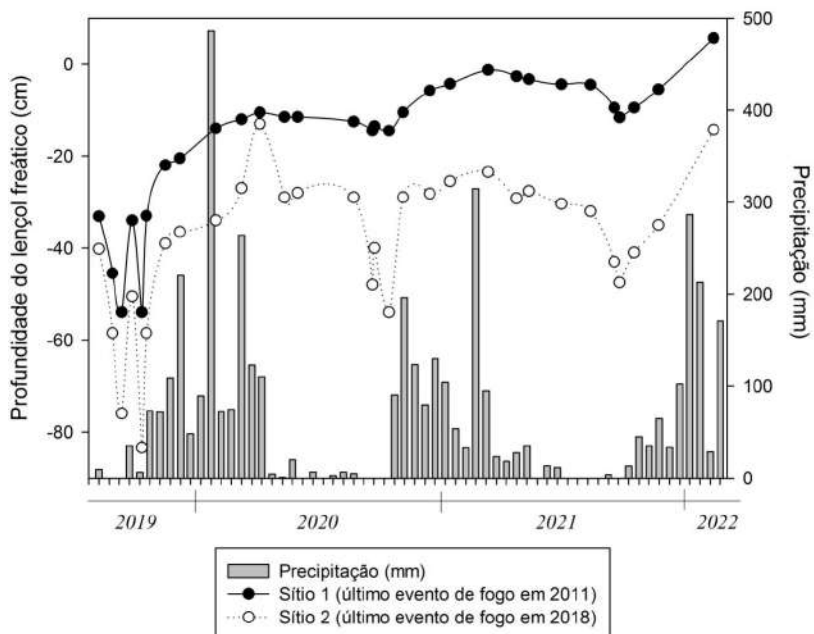
Embora sejam importantes para a preservação da biodiversidade e para a prestação de diversos serviços ecossistêmicos, as áreas úmidas da SdEM, historicamente, sofrem constantes impactos antrópicos, como o extrativismo mineral e vegetal, o pisoteio animal e as práticas de queimadas. As populações locais queimam essas áreas para estimular a rebrota do capim, fornecendo pastagem para o gado e também com objetivo de estimular o florescimento das espécies de sempre-vivas comercializadas na região (Pougy, Verdi, Martins, Loyola & Martinelli, 2015).

Áreas úmidas queimam com frequência, em todo o mundo (Holden et al., 2015; Schmidt, Fidelis, Miranda & Ticktin, 2017). Apesar de o fogo não ter sido elencado como uma ameaça a esse ambiente (Cunha, Piedade & Junk, 2015), incêndios são responsáveis por modificações na estrutura física e química dos solos (Redin et al., 2011), impondo efeitos diretos aos processos hidrológicos, tais como escoamento superficial, infiltração e erosão (Holden et al., 2015), levando a *deficit* no armazenamento das águas subterrâneas e reduzindo o fluxo nas cabeceiras (Rodrigues, Jacobi & Figueira, 2019).

Um monitoramento realizado em dois sítios de campos úmidos, na região do Espinhaço, com tempos diferentes desde a última queima (Gráfico 1) indicou que a capacidade de infiltração e retenção de água no local, cuja ocorrência dos incêndios é mais recente (um ano após o incêndio no início do monitoramento) é menor e as oscilações do lençol freático (entre os períodos de seca e chuva) são mais intensas (mais de 70 cm). Assim, áreas queimadas com maior severidade e há menos tempo (como no Sítio 2) necessitam mais tempo para elevação do nível do lençol freático após o início das chuvas, ao passo que também apresentaram queda no nível logo

após o término das chuvas, o que demonstra perda da funcionalidade do local enquanto provedor de águas.

Gráfico 1 – Dados de monitoramento da profundidade do lençol freático e precipitação em dois Sítios com diferentes “idades” de passagem do fogo na Serra do Espinhaço Meridional



Fonte: os autores

Esses resultados se alinham àqueles encontrados em outras regiões da Serra do Espinhaço (Barral, 2018), alertando para a ocorrência de efeitos negativos do fogo sobre a retenção de água nos Organossolos e manutenção dos níveis de lençol freático. Complementarmente a essa afirmação, apontamos estudos realizados no Reino Unido em que áreas de turfeiras excluídas do fogo por dez anos ou mais, apresentaram índices de nível freático significativa-

mente mais elevados do que as áreas atingidas por fogo há menos de dez anos (Holden et al., 2015).

Os Campos Limpos Úmidos ocorrem em uma porção restrita, em pouco menos de 1,5%, do território da SdEM, entretanto representam um importante centro de biodiversidade multitaxonômico. Predominam nos ecossistemas de turfeiras da SdEM, que são responsáveis pela regulação do fluxo hídrico das bacias hidrográficas, assim como pela estocagem de carbono na região. Dessa forma, tanto sob o ponto de vista da manutenção do serviço ecossistêmico de provisão hídrica quanto da necessidade de preservar a flora associada às turfeiras, torna-se urgente conhecer e proteger essas áreas. Se para muitas situações a conservação da biodiversidade pode ser vista como uma necessidade e um direito de usufruto das futuras gerações, no caso das turfeiras as consequências de sua degradação são muito mais imediatas e sua recuperação, quando possível, pode ser extremamente lenta (na escala de séculos ou milênios), o que em muitas situações pode inclusive inviabilizar a continuidade das atividades humanas na região. Nas palavras de Manoel de Barros em seu poema *Águas* (Barros, 2010):

Acho que as águas iniciam os pássaros. Acho que as águas iniciam as árvores e os peixes. E acho que as águas iniciam os homens. Nos iniciam... Todos somos devedores destas águas... Somos todos começos de brejos e de rãs. E a fala dos nossos vaqueiros carrega murmúrios destas águas... Penso que os homens deste lugar são a continuação destas águas.

Referências

Abreu-Filho, A. P, Costa, C. R., Gomes, I. R., Barral, U. M., Viana, A. J. S., Tassinari, D., & Silva, A. C. (2021). Os solos e a evolução de paisagens na Serra do Espinhaço Meridional, Brasil. *Revista Espinhaço*, 10(1). <https://doi.org/10.5281/zenodo.5083372>.

Barral, U. M. (2018). Hidrologia e fluxo de carbono em turfeiras tropicais de montanha. (Tese de doutorado). Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri.

Barros, Manuel. Poesia completa. Editora Leya, 2010. 114p.

Batzer, D., Wu, H., Wheeler, T., & Eggert, S. (2016). Peatland Invertebrates. In D. Batzer, D. Boix (Eds.), *Invertebrates in Freshwater Wetlands*, 219-250. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-24978-0_7.

Bergamo, P. J., Streher, N. S., Traveset, A., Wolowski, M., & Sazima, M. (2020). Pollination outcomes reveal negative density-dependence coupled with interspecific facilitation among plants. *Ecology Letters*, 23, 129-139. <https://doi.org/10.1111/ele.13415>.

Bogusch, P., Bláhová, E., & Horák, J. (2020). Pollen specialists are more endangered than non-specialised bees even though they collect pollen on flowers of non-endangered plants. *Arthropod-Plant Interactions*, 14, 759-769. <https://doi.org/10.1007/s11829-020-09789-y>.

Brant, H. S. C., Silva, P. G., Castro, F. S., Perillo, L. N., & Neves, F. S. (2021). Spatiotemporal Patterns of Ant Metacommunity in a Montane Forest Archipelago. *Neotrop Entomol.*, 50(6), 886-898. <https://doi.org/10.1007/s13744-021-00901-2>.

Coelho, M. S., Fernandes, G. W., Pacheco, P., Diniz, V., Meireles, A., Santos, R. M., Carvalho, F. C., & Negreiros, D. (2016). Archipelago of montane forests surrounded by rupestrian grasslands: new insights and perspectives. In G. W. Fernandes (Ed.), *Ecology and Conservation of mountain-top grasslands in Brazil* (v. 1, pp. 129-153). New York: Springer.

Coelho, M. S., Neves, F. S., Perillo, L. N., Morellato, P., & Fernandes, G. W. (2018a). Forest archipelagos: A natural model of metacommunity under the threat of fire. *Flora* (Jena), 1, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2017.03.013> 0367-2530.

Coelho, M. S., Carlos, P. P., Pinto, V. D., Meireles, A., Negreiros, D., Morellato, L. P. C., & Fernandes, G. W. (2018b). Connection between tree functional traits and environmental parameters in an archipelago of

montane forests surrounded by rupestrian grasslands. *Flora*, 238, 51-59. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2017.04.003>

Costa, T. R., Moura, C. C., Silva, L. S., Gonzaga, A. P. D., & Machado, E. L. M. (2021a). Funcionalidade de ilhas florestais na Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço. In P. Almeida, F. Martins (Eds.), *Pesquisa e desenvolvimento de abordagens para o ensino de ciências biológicas* (1. ed., pp. 93-108). Editora Amplla. DOI: 10.51859/ampla.pda.351.1121-0

Costa, T. R., Moura, C. C., Machado, E. L. M., & Gonzaga, A. P. D. (2021b). Flora arbórea de capões na Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço. *Revista Espinhaço*, 10(1), 1-12. <https://doi.org/10.5281/zenodo.5104405>.

Cunha, C. N., Piedade, M. T. F., & Junk, W. (2015). *Classificação e delimitação das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats*. Parte I: Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável. Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas úmidas - INAU. 165p.

Fard, G. H., Farries, E., Bérubé, V., Rochefort, L., & Strack, M. (2020). Key Species Superpose the Effect of Species Richness and Species Interaction on Carbon Fluxes in a Restored Minerotrophic Peatland. *Wetlands*, 40, 333-349. <https://doi.org/10.1007/s13157-019-01176-5>.

Fontes, C. G., & Walter B. M. T. (2011). Dinâmica do componente arbóreo de uma mata de galeria inundável (Brasília, Distrito Federal) em um período de oito anos. *Revista Brasileira de Botânica*, 4(2), 145-158. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042011000200002>.

Fernandes, G. W., Barbosa, N. P. U., Alberton, B., Barbieri, A., Dirzo, R., Goulart, F., Guerra, T. J., Morellato, L. P. C., & Solar, R. R. C. (2018). The deadly route to collapse and the uncertain fate of Brazilian rupestrian grasslands. *Biodivers. Conserv.*, 27, 2587-2603. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1556-4>.

Giulietti, A. M., Pirani, J. R., Harley, R. M., Davis, S. D., Heywood, V. H., Herrera-MacBryde, O., ... Hamilton, A. C. (1997). *Centres of plant diversity: a guide and strategy for their conservation*. The Americas. (pp. 397-404). Cambridge: IUCN Publication Unity.

- Gonçalves, T. S. (2021). *Origem e Evolução Fitogeográfica dos Capões de Mata Associados aos Ecossistemas de Turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional – MG*. (Tese de doutorado). Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina.
- Gonzaga, A. P. D., & Machado, E. L. M. (2021). Paisagens e vegetação da região do Espinhaço Meridional. *Regnella Scientia*, 7, 162-186.
- Harley, R. M. (1995). Introdução. In B. L. Stannard (Ed.), *Flora of the Pico das Almas Chapada Diamantina - Bahia, Brazil*. (pp. 37-44) Royal Botanic Gardens Kew.
- Harrison, M. E. (2013). Using Conceptual Models to Understand Ecosystem Function and Impacts of Human Activities in Tropical Peat-swamp Forests. *Wetlands*, 33, 257-267. <https://doi.org/10.1007/s13157-013-0378-0>.
- Holden, J., Palmer, S. M., Johnston, K., Wearing, C., Irvine, B., & Brown, L. E. (2015). Impact of prescribed burning on blanket peat Hydrology, *Water Resour. Res.*, 51, 6472-6484. <https://doi.org/10.1002/2014WR016782>.
- Horák, I. (2009). *Relações pedológicas, isotópicas e palinológicas na reconstrução paleoambiental da turfeira da Área de Proteção Especial (APE) Pau-de-Fruta, Serra do Espinhaço Meridional-MG*. (Dissertação de mestrado). Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.
- Horák-Terra, I., Martínez Cortizas, A., da Luz, C. F. P., Rivas López, P., Silva, A. C., & Vidal-Torrado, P. (2015). Holocene climate change in central-eastern Brazil reconstructed using pollen and geochemical records of Pau de Fruta mire (Serra do Espinhaço Meridional, Minas Gerais). *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.*, 437, 117-131. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2015.07.027>.
- Houlihan, P. R., Stone, M., Clem, S. E., Owen, M., & Emmel, T. C. (2019). Pollination ecology of the ghost orchid (*Dendrophylax lindenii*): A first description with new hypotheses for Darwin's orchids. *Scientific Reports*, 9(1), 1-10. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-49387-4>.

Kark, S., Allnutt, T. F., Levin, N., Manne, L. L., & Williams, P. H. (2007). The role of transitional areas as avian biodiversity centres. *Global Ecology and Biogeography*, 16(2), 187-196. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00274.x>

Littlewood, N., Anderson, P., Artz, R., Bragg, O., Lunt, P., & Marrs, R. (2010). Peatland biodiversity. Report to IUCN UK Peatland Programme, Edinburgh.

Lopes, S. A., Bergamo, P. J., Queiroz, S. N. P., Ollerton, J., Santos, T., & Rech, A. R. (2021). Heterospecific pollen depositin is positively associated with reproductive success in a diverse hummingbird-pollinated plant community. *Oikos*, e08714.

<https://doi.org/10.1111/oik.08714>

Meguro, M., Pirani, J. R., Mello-Silva, R., & Giulietti, A. M. (1996a). *Estabelecimento de matas ripárias e capões nos ecossistemas campestres da Cadeia do Espinhaço. Minas Gerais* (pp. 1–11), Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo.

Meguro, M., Pirani, J. R., Mello-Silva, R., & Giulietti, A. M. (1996b). Caracterização florística e estrutural de matas ripárias e capões de altitude da Serra do Cipó, Minas Gerais (pp. 13-29). *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo*. <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9052.v15i1p13-29>.

Mendonça Filho, C.V. , & Costa, F. N. (2022). Relatório parcial PELD/IEF, P. E. do Rio Preto e na Bacia do Rio Araçuaí, em Felício dos Santos-MG.

Moura, C. C., Costa, T. R., Oliveira, P. A., Fonseca, D. C., & Machado, E. L. M. (2021). Como é a estrutura e a diversidade alpha e beta de matas de galeria inundáveis? *Diversitas Journal*, 6, 1920-1945.

Neoh, K. B., Bong, L. J., Muhammad, A., Itoh, M., Kozan, O., Takematsu, Y., & Yoshimura, T. (2017). The effect of remnant forest on insect successional response in tropical fire-impacted peatland: A bi-taxa comparison. *PLoS ONE*, 12(3), e0174388.

Neves, D. M., Dexter, K. G., Pennington, R. T., Bueno, M. L., Miranda, P. L. S., & Oliveira-Filho, A. T. (2018). Lack of floristic identity in campos

rupestres – A hyperdiverse mosaic of rocky montane savannas in South America. *Flora*, 238, 24-31. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2017.03.011>.

Pougy, N., Verdi, M., Martins, E., Loyola, R., & Martinelli, G. (2015). (Orgs.). *Plano de Ação Nacional para a conservação da flora ameaçada de extinção da Serra do Espinhaço Meridional*. CNCFlora: Jardim Botânico do Rio de Janeiro: Laboratório de Biogeografia da Conservação: Andrea Jakobsson Estúdio, Rio de Janeiro. 100 p.

Reader, R. J. (1979). Flower cold hardiness: a potential determinant of the flowering sequence exhibited by bog ericads. *Can. J. Bot.*, 57, 997-999. <https://doi.org/10.1139/b79-123>.

Redin, M., Dos Santos, G. F., Miguel, P., Denega, G. L., Lupatini, M., Doneda, A., & De Souza, E. L. (2011). Impactos da queima sobre atributos químicos, físicos e biológicos do solo. *Ciência Florestal*, 21(2), 381-392.

Reflora. Lista de Espécies da Flora do Brasil. (2016). Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Brasil. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>.

Rodrigues, E. L., Jacobi, C. M., & Figueira, J. E. C. (2019). Wildfires and their impact on the water supply of a large neotropical metropolis: A simulation approach. *Science of the Total Environment*, 651, 1261-1271. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.289>.

Schmidt, I. B., Fidelis, A., Miranda, H. S., & Ticktin, T. (2017). How do the wets burn? Fire behavior and intensity in wet grasslands in the Brazilian savanna. *Braz. J. Bot.*, 40, 167-175. <https://doi.org/10.1007/s40415-016-0330-7>.

Sementili-Cardoso, G., Marques Vianna, R., Whitacker Gerotti, R., & Donatelli, R. J. (2019). A bird survey in a transitional area between two major conservation hotspots in southeastern Brazil. *Check List*, 15(3), 527-548. <https://doi.org/10.15560/15.3.527>.

Silva, A. C. (2005). Solos. In A. C. Silva, L. C. V. S. F. Pedreira, & P. A. A. Abreu. *Serra do Espinhaço Meridional: Paisagens e Ambientes* (pp. 50-78). Belo Horizonte: O Lutador.

Silva, A. C., Pedreira, L. C. V. S. F., & Almeida Abreu, P. A. (2005). *Serra do Espinhaço Meridional: Paisagens e ambientes*. Belo Horizonte: O Lutador, 272p.

Silva, A. C., Silva, V. E., Silva, B. P. C., Camargo, P. B. D., Pereira, R. C., Barral, U. M., & Torrado, P. V. (2013a). Composição Lignocelulósica e Isotópica da Vegetação e da Matéria Orgânica do Solo de uma turfeira tropical II – Influência da drenagem e substâncias húmicas. *Rev. Bras. Ciência do Solo*, 37, 121-133. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000100014>.

Silva, A. C., Silva, V. E., Silva, B. P. C., de Camargo, P. B., Pereira, R. C., Barral, U. M., Botelho, A. M. M., & Torrado, P. V. (2013b). Composição lignocelulósica e isotópica da vegetação e da matéria orgânica do solo de uma turfeira tropical. I - Composição florística, fitomassa e acúmulo de carbono. *Rev. Bras. Cienc. do Solo*, 37, 121-133. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000100014>.

Silva, A. C., Barbosa, M. S., Barral, U. M., Silva, B. P. C., Fernandes, J. S. C., Viana, A. J. S., Filho, C. V. M., Bispo, D. F. A., Christóforo, C., Ragonezi, C., & Guilherme, L. R. G. (2019). Organic matter composition and paleoclimatic changes in tropical mountain peatlands currently under grasslands and forest clusters. *Catena*, 180, 69-82. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.04.017>.

Silveira, A. A. (1908). *Flora e serras mineiras*. Imp. Office.

Silveira, A. A. (1928). *Floralia montium* (v. 1). Imprensa official.

Silveira, F. A. O., Negreiros, D., Barbosa, N. P. U., Buisson, E., Carmo, F. F., Carstensen, D. W., Conceição, A. A., Cornelissen, T. G., Echternacht, L., Fernandes, G. W., Garcia, Q. S., Guerra, T. J., Jacobi, C. M., Lemos-Filho, J. P., Le Stradic, S., Morellato, L. P. C., Neves, F. S., Oliveira, R. S., Schaefer, C. E., Viana, P. L., & Lambers, H. (2016). Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. *Plant Soil*, 403, 129-152. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2637-8>.

Somme, L., Mayer, C., & Jacquemart, A-L. (2014). Multilevel Spatial Structure Impacts on the Pollination Services of *Comarum palustre* (Rosaceae). *PLoS ONE*, 9(6), e99295. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0099295>.

Souza, D. T. (2009). Composição florística e estrutura dos capões de altitude no Parque Estadual do Rio Preto, Minas Gerais. (Dissertação de mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil.

Verdi, M., Pougy, N., Martins, E., & Martinelli, G. A. (2015). Serra do Espinhaço Meridional. In N. Pougy, M. Verdi, E. Martins, R. Loyola, & G. Martinelli. *Plano de ação nacional para a conservação da flora ameaçada de extinção da serra do Espinhaço Meridional Rio de Janeiro* (pp. 19-34), Jardim Botânico do Rio de Janeiro/CNCFlora.

Vitorino, B. D., Vilas Boas da Frota, A., Ikeda Castrillon, S. K., & Nunes, J. R. da S. (2018). Birds of Estação Ecológica da Serra das Araras, state of Mato Grosso, Brazil: additions and review. *Check List*, 14(5), 893-922. <https://doi.org/10.15560/14.5.893>.

Watts, C. H., & Didham, R. K. (2006). Rapid recovery of an insect-plant interaction following habitat loss and experimental wetland restoration. *Oecologia*, 148, 61-69. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0344-5>.

Zappi, D. C., Andriano, C. O., Bruniera, C. P., Filardi, F. L. R., Leitman, P., Souza, V. C., Walter, B. M. T., Pirani J. R., Morim, M. P., Queiroz, L. P., Cavalcanti, T. B., Mansano, V. F., Forzza, R. C., Godoy, S. A. P. de, Groppo, M., Loeuille, B., Lohmann, L. G., Lovo, J., Mello-Silva, R. de, Oliveira C. T., Oliveira, R. S. de, Parra, L. R., Pereira, R. A. S., Coelho, R. L. G., Romão, G. O., Sano, P. T., Silva-Luz, C. L., Siniscalchi, C. M., Thode, V., & Watanabe, M. T. C. (2015). Growing knowledge: an overview of seed plant diversity in Brazil. *Rodriguésia*, 66(4), 1085-1113. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860201566411>.

PASSADO, PRESENTE E FUTURO

Ingrid Horak-Terra

Camila Rodrigues Costa

Alexandre Christofaro Silva

Diego Tassinari

Os ecossistemas de turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional como arquivos de mudanças paleoambientais e paleoclimáticas

Importância dos estudos paleoambientais

A necessidade pela busca de informações para fins de calibração de modelos diagnósticos de futuras mudanças climáticas, seja em escala global, regional e mesmo local, tem se tornado cada vez mais crescente. Para isso, além de informações do atual modelo climático (dados meteorológicos), também se faz necessário conhecer a história dos paleoambientes (paleotemperaturas, regime de paleoventos e índices pluviométricos). Portanto, os estudos de reconstituição buscam o entendimento das dinâmicas naturais e/ou antrópicas ocorridas principalmente durante o período Quaternário e são essenciais para orientar a melhor forma de utilização de áreas destinadas à agricultura, à mineração e de geologia urbana (Suguio, 2010).

O Pleistoceno (2,6 milhões a 11,7 mil anos), época que marca o início do Quaternário, é representativo do começo dos paleoclimas glaciais, os quais contribuíram para moldar a fisiografia da Terra, o ambiente biológico e a espécie humana. O Holoceno (últimos 11,7 mil anos) é a época reconhecida pelo aparecimento do homem

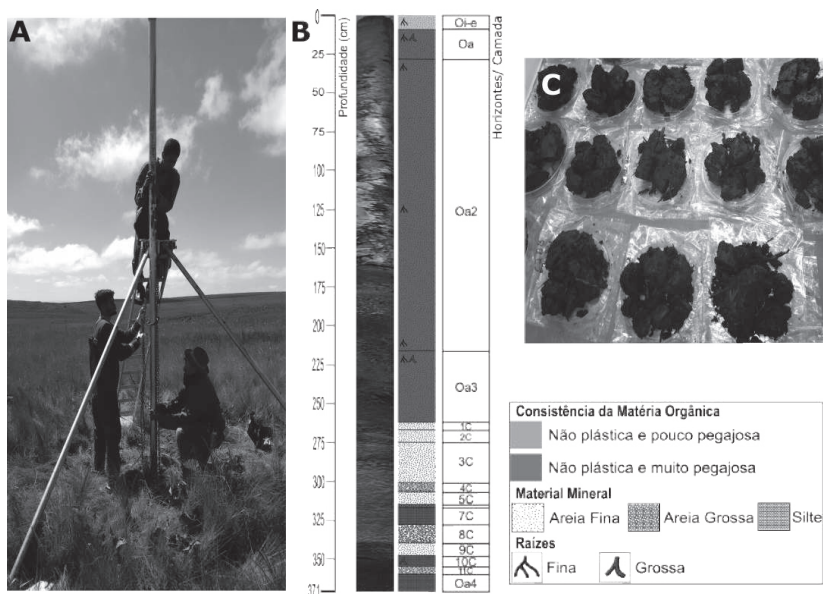
moderno e o desenvolvimento das primeiras civilizações (Souza, Suguio, Oliveira & De Oliveira, 2005; Suguio, 2010).

As mudanças paleoambientais ocorridas na superfície terrestre ficaram registradas em solos e sedimentos, dentre eles em arquivos naturais como os ecossistemas de turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional (SdEM). Por meio da datação ^{14}C é possível estabelecer a geocronologia dos diversos registros, e, juntamente aos estudos polínicos, isotópicos, geoquímicos, fitolíticos, entre outros, inferir as mudanças paleoclimáticas ocorridas (Saia, 2006; Horák-Terra et al., 2015, 2020, 2022).

As turfeiras e as mudanças paleoambientais

Uma turfeira é e deve ser tratada como um arquivo natural, portanto, servindo como uma verdadeira memória do geossistema (Martínez Cortizas, 2000). Metaforicamente, é como se uma turfeira pudesse ser comparada a um livro escrito pela própria natureza, e em uma linguagem com a qual não estamos diretamente familiarizados e que nós precisamos decifrar antes de a história ser revelada (Martínez Cortizas, 2000; Horák-Terra, Martínez Cortizas, De Camargo, Silva & Vidal-Torrado, 2014). Os registros, ou perfis de solos coletados (também tratados como testemunhos – Figura 1B) em diversas posições de uma mesma turfeira, podem ser comparados às páginas deste livro, portanto, responsáveis por trechos da história dos eventos ocorridos.

Figura 1 – Exemplificação da coleta do testemunho do solo de turfeira Rio Preto (A); descrição morfológica do testemunho (B); amostragem do testemunho para as diversas análises (C)



Fonte: os autores

Para que a linguagem da natureza seja decifrada recorre-se ao resgate dos diversos *proxies*, isto é, indicadores (ou evidências) que ficam armazenados e preservados nos registros nos diferentes estratos da sequência de acumulação e formação do solo orgânico. Dentre os *proxies* utilizados nos estudos de reconstituição paleoambiental, os microfósseis orgânicos são de grande destaque, entre eles os grãos de pólen, esporos de pteridófitas, briófitas e fungos, cistos de algas, dinoflagelados, foraminíferos, acritarcas, além de partículas de carvão, entre outros. Esses podem ser utilizados para obter principalmente informações a respeito dos padrões vegetacionais, temperatura e precipitação.

As turfeiras são consideradas a fonte mais difundida de dados paleoclimáticos do Holoceno para regiões de clima temperado

(Novenko et al., 2015). No entanto, nas regiões de clima tropical seu uso é menos frequente, tendo como principal motivo a baixa ocorrência de turfeiras (Joosten, 2009). Apesar disso, as turfeiras tropicais tendem a ser mais antigas, já que não houve interrupção do acúmulo de matéria orgânica durante a última época glacial, conforme evidenciado por Augustin (1994) e Silva, Vidal-Torrado, Cortizas e Rodeja (2004) que registraram idades superiores a 30 mil anos turfeiras tropicais, e também verificados nas turfeiras da SdEM, onde foram encontradas idades próximas a 45 mil anos (Horák-Terra et al., 2014; Silva et al., 2020).

Quando comparadas aos demais arquivos paleoambientais, as turfeiras possuem vantagens como a distribuição generalizada em todo o mundo, o que proporciona uma melhor acessibilidade e uma maior facilidade de amostragem, além da possibilidade de utilização da técnica de datação por ^{14}C levando a cronologias de alta confiabilidade (Charman & Mäkilä, 2003; Chambers et al., 2012; Novenko et al., 2015).

As turfeiras da SdEM têm sido de grande destaque em diversos trabalhos que demonstram a importância das mesmas como arquivos de mudanças ambientais e climáticas (Horák-Terra et al., 2014, 2015, 2020; Machado, Chueng, Coe, Silva & Costa, 2021; Costa et al., 2022), trazendo valiosas informações em escala regional e local desde o Pleistoceno Superior (últimos 35 mil anos – turfeira Pinheiro), que serão apresentadas mais a frente neste tópico.

Indicadores do Paleoambiente e do Paleoclima Quaternário (*proxies*)

Além dos microfósseis serem *proxies* das mudanças no ambiente, como já citados anteriormente, outros indicadores também são tão e especialmente importantes por resultarem em dados que corroboram e complementam as inferências obtidas pela Palinologia (técnica palinológica – Figura 2). Esses outros *proxies*, e que também serão descritos aqui associados às suas técnicas, referem-se: aos elementos orgânicos e inorgânicos (elementos maiores, menores e

traços – Gráfico 1); aos isótopos estáveis de carbono e nitrogênio (^{13}C e ^{15}N - Figura 3) e o radiocarbono ^{14}C ; e aos bioindicadores siliciosos (como fitólitos e espículas de esponja) também ditos microfósseis, porém inorgânicos (Gráfico 2).

Como os *proxies* paleoclimáticos são medidas indiretas, ou seja, os dados obtidos pelas técnicas devem ser interpretados para a obtenção das inferências (lembrando que a natureza possui uma linguagem que não estamos familiarizados e é necessário decifrá-la), infelizmente há como resultado disso inúmeras informações errôneas dos eventos ocorridos (Suguio, 2010). A fim de evitar possíveis erros de interpretação nos estudos de reconstituição paleoambiental, tem sido cada vez mais recomendada a aplicação da abordagem *multi-proxy*. A partir dessa análise multi e interdisciplinar, diferentes tipos de *proxies* são obtidos e os resultados são interpretados de forma integrada, oferecendo assim uma avaliação muito mais precisa e completa das mudanças ambientais e climáticas e que se aproxime ao máximo da realidade dos fatos ocorridos (Chambers et al., 2012; Babeshko et al., 2021).

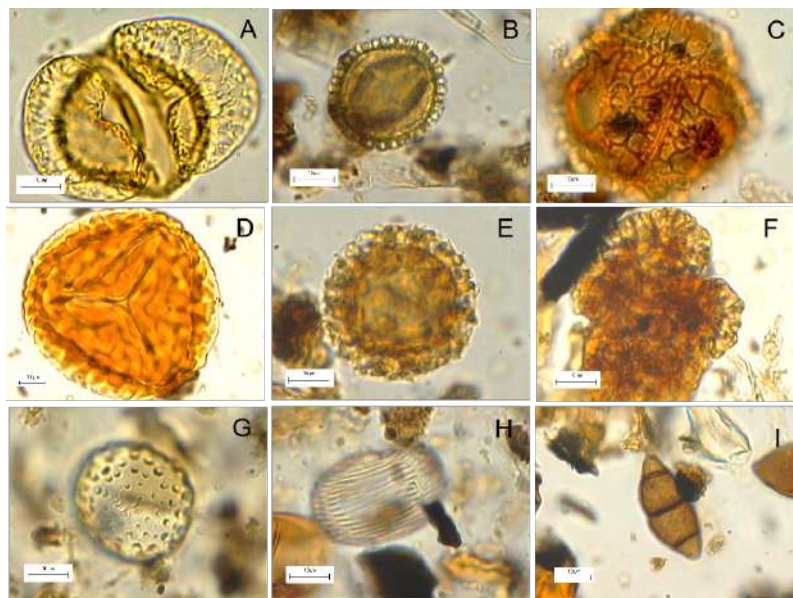
A seguir são descritos os *proxies* mais amplamente empregados nos estudos de reconstituição paleoambiental das turfeiras da SdEM, bem como o potencial das respectivas técnicas e suas interpretações. Ao final, inferências a respeito do paleoambiente e do paleoclima Quaternário para SdEM serão apresentadas, integrando informações com o emprego da abordagem *multi-proxy*.

Pólen e outros microfósseis orgânicos do Quaternário

A Palinologia do Quaternário é uma das técnicas mais amplamente empregadas para a verificação da dinâmica da vegetação pretérita e das condições do ambiente. Apesar da sua aplicabilidade para estudos paleoclimáticos do Quaternário ser conhecida desde 1916 por meio do geólogo sueco Lennart von Post, o seu uso para esse fim no Brasil se tornou mais corriqueiro a partir da década 1990, com a elaboração de várias teses e dissertações (De Oliveira, 2005).

A Palinologia tem como alvo o estudo de microfósseis como os grãos de pólen, esporos de pteridófitas, briófitas e fungos, cistos de algas, dinoflagelados, dentre outros palinomorfos e se vale principalmente da camada externa, a exina, que é composta por uma substância muito especial, a esporopolenina (Zetzsche, 1932; Brooks & Shaw, 1978). A exina possui elevada resistência elástica, além de características morfológicas como abertura e ornamentação (Figura 2), que permitem o conhecimento da planta-mãe originadora (Zetzsche, 1932; Brooks & Shaw, 1978) ou então do organismo em questão, possibilitando a classificação dos mesmos em grupos taxonômicos (Salgado-Labouriau, 1984; Traverse, 2007).

Figura 2 – Microfósseis preservados em organossolo da turfeira Pau de Fruta - Serra do Espinhaço Meridional (MG): Pólen (A até C) e palinomorfos não-polínicos (D até I). A. Podocarpaceae, *Podocarpus*. B. Aquifoliaceae, *Ilex*. C. Winteraceae, *Drimys*. D. Lycopodiaceae, *Lycopodiella caroliniana*. E. Dicranaceae, *Campylopodium*. F. Dictyosphaeriaceae, *Botryococcus*. G. Zygnemataceae, *Zygnema*. H. Incertae sedis, Pseudoschizaea. I. Melanconidaceae, *Meliola niessleana*



Fonte: Horák (2009)

A reconstituição do tipo de vegetação do passado de uma determinada região é possível a partir do estabelecimento da relação entre a assembleia palinológica com as respectivas plantas fonte dos polens (Jackson, 1994; Birks, 2010). Isso porque na palinologia o conceito de Uniformitarismo assegura que o entendimento dos aspectos da vegetação atual de uma área registrada por uma assembleia polínica moderna possibilita atribuir padrões à vegetação do passado e à composição da assembleia fóssil (Jackson, 1994). Isso se deve ao baixo número de extinções de famílias botânicas e de surgimento de novas espécies durante o Quaternário, podendo, portanto, relacionar os resultados palinológicos desse período com morfologias de palinómorfos atuais, em nível de família, gênero e, algumas vezes, espécie, permitindo interpretações paleoecológicas (Horák, 2009).

Como diferentes tipos de vegetação e condições do ambiente podem apresentar táxons botânicos específicos que estão diretamente relacionados às condições edáficas, hidrológicas e climáticas, principalmente à temperatura e pluviosidade, é possível estabelecer uma relação entre uma assembleia palinológica fóssil com o paleoambiente (Ledru, 2002), e essas informações são também possíveis de serem inferidas. Portanto, a palinologia no Quaternário é uma técnica muito robusta e consiste em estudar a sucessão da vegetação, as condições do ambiente, e observar o seu comportamento frente às mudanças climáticas (Salgado-Labouriau, 1984).

Isótopos Estáveis de Carbono e Nitrogênio

O uso inicial dos isótopos de carbono nos estudos paleoambientais no Brasil se deu nas regiões Sul (Londrina-PR) e Sudeste (Piracicaba-SP), onde foi verificada maior influência de plantas C_4 , relacionadas à família Poaceae, desde o final do Pleistoceno superior até o Holoceno médio, indicando um possível clima mais seco nesse período (Pessenda et al., 1993a; Pessenda, Camargo, Cruz, Lisi & Valencia, 1993b; Valência, 1993).

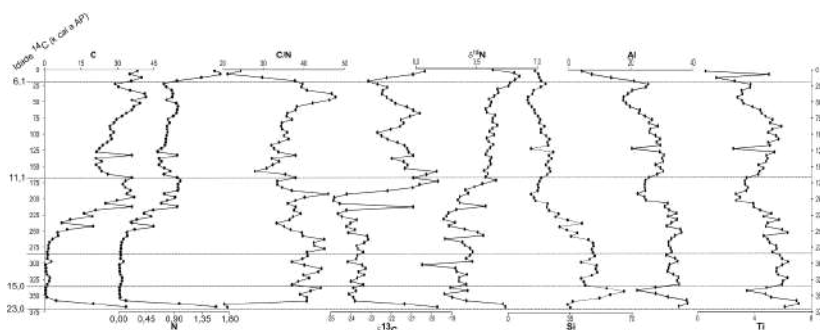
Os isótopos estáveis ocorrem naturalmente na atmosfera, sendo que cada elemento possui um isótopo dominante “leve” (^{12}C

e ^{14}N) e um isótopo “pesado” (^{13}C e ^{15}N) com menor abundância natural (Pessenda, Buso Junior, Gouveia, Lorente & Francisquini, 2015). Nas plantas ocorre a discriminação dos isótopos de carbono nos processos biológicos do ciclo fotossintético e na fixação de nitrogênio (Berrier & Prosser, 1996; Pessenda, Gouveia & Freitas, 2005). Os resultados da composição isotópica são dados em termos de desvio “ δ ”, que representa partes por mil (‰) de diferença do isótopo da amostra em relação a um padrão (Martinelli, 2009). No caso do isótopo de carbono, o padrão é o molusco fóssil *Belemnitella americana* da Formação Peedee, e para o nitrogênio o padrão é o nitrogênio atmosférico (Martinelli et al., 2009).

Na década de 1970 foi demonstrada que a composição isotópica de plantas difere e que a relação dos isótopos estáveis do carbono poderia ser utilizada para distinguir os diferentes tipos de ciclos fotossintéticos de plantas C_3 (relacionadas a espécies arbóreas) e plantas C_4 (gramíneas tropicais) (Pessenda et al., 2005). Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ das plantas que possuem mecanismo fotossintético C_3 variam de -13 a -32‰, enquanto as plantas de ciclo fotossintético C_4 apresentam valores de $\delta^{13}\text{C}$ mais enriquecidos, variando de -9 a -17‰ (Gráfico 1). Por sua vez, as espécies de plantas CAM (Crassuláceas), geralmente suculentas, apresentam valores de $\delta^{13}\text{C}$ de -10 a -28‰ (Boutton, 1991).

A composição $\delta^{15}\text{N}$ é um indicador de alterações na utilização do nitrato, da desnitrificação e fixação de N_2 , que por sua vez permite distinguir a origem da matéria orgânica do solo (MOS) (Lehmann, Bernasconi, Barbieri & McKenzie, 2002). A forma dissolvida do nitrogênio mais utilizada pelas algas é o NO_3^- , que apresenta sinal do $\delta^{15}\text{N}$ maior do que o N_2 , utilizado pelas plantas terrestres por meio de organismos fixadores. Portanto, valores enriquecidos de $\delta^{15}\text{N}$ na MOS, próximos a +8,5‰, são indicativos de maior participação de algas, enquanto valores empobrecidos, próximos de +0,5‰, indicam plantas terrestres (Peterson & Howarth, 1987).

Gráfico 1 – Distribuição dos valores de carbono (C) nitrogênio (N), silício (Si), alumínio (Al), titânio (Ti) (todos em %); $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (em ‰) e razão C/N ao longo de testemunho da turfeira Rio Preto



Fonte: adaptado de Costa (2018)

Os estudos isotópicos permitem a identificação de possíveis trocas de plantas C_3 (florestas) e C_4 (vegetação aberta) na comunidade vegetal e ainda, possibilita inferir a partição ou não de organismos aquáticos, o que permite compreender a evolução da cobertura vegetal ao longo do tempo (Pessenda et al., 2005).

Composição elementar orgânica e inorgânica

Os teores de carbono orgânico total (COT) e o nitrogênio total (NT) refletem a composição da MOS, e a razão entre esses dois elementos (razão C/N) é utilizada na caracterização do aporte da MOS com respeito a sua possível fonte, se plantas terrestres ou aquáticas (Meyers, 1994, 2003). Normalmente, algas apresentam razão C/N próximo a 4, enquanto a vegetação terrestre vascular possui razão acima de 20 (Meyers, 1994; Tyson, 1995). Essa diferença é devida ao fato de que algas apresentam elevada quantidade de proteína e baixos teores de lignina e celulose. Já nas plantas terrestres vasculares acontece o contrário, elas apresentam altos teores de lignina e celulose e baixo teor de proteína (Meyers, 1994, 2003).

Combinando as análises isotópicas ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) com a razão C/N é possível inferir a fonte da matéria orgânica preservada ao longo do solo no Quaternário (Figura 2) (Meyers, 1994). Apesar de a razão C/N ser uma ferramenta consagrada em estudos paleoambientais, ela deve ser utilizada com cautela, pois a degradação seletiva da matéria orgânica durante a diagênese pode alterar a composição elementar e, portanto, os valores da razão C/N (Froehner & Martins, 2008).

A geoquímica permite um melhor entendimento da evolução do ambiente de sedimentação (Gráfico 1). A identificação dos elementos presentes ao longo dos solos do Quaternário torna possível a obtenção de dados sobre as condições ambientais do ambiente de deposição, pois são indicadores de processos erosivos e de transporte de materiais, das variações no regime de ventos e das mudanças na cobertura vegetal e de condições de umidade (Chamley & Debra-bant, 1984; Guyot et al., 2007; Margalef et al., 2013, 2014; Zhang et al., 2016). As alterações na composição mineral do solo indicam as variações temporais da deposição atmosférica, escoamento superficial nas bacias de drenagem e, ou outros tipos de influxos, os quais podem ser relacionados às atividades antrópicas (Deocampo, Behrensmeyer & Potts, 2010; Borges, Dias, Machado, Patchineelam & Sella, 2007). As mudanças nos teores dos elementos podem se relacionar com a geologia da região, com o uso e ocupação da área do entorno (atividade de mineração, por exemplo), com o regime hidrológico e com o tipo de vegetação (Pereira, Guimarães-Silva, Nalini, Pacheco-Silva & De Lena, 2007; Mahiques, Figueira, Salaroli, Alves & Gonçalves, 2013).

Bioindicadores siliciosos

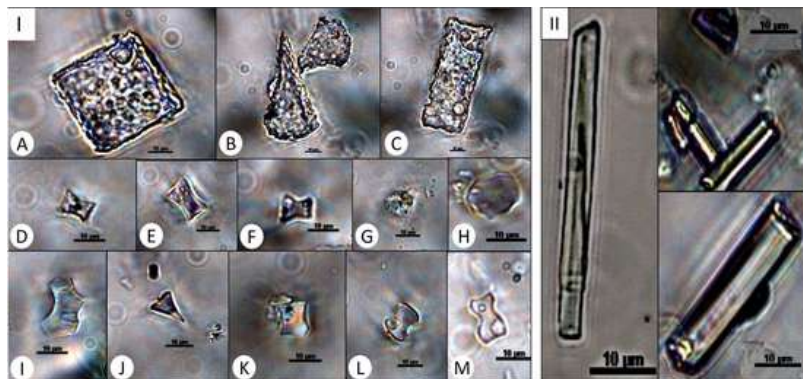
Os bioindicadores siliciosos, como os fitólitos e espículas de esponjas (Figura 3), são importantes *proxies* ambientais, visto que a sílica (principal constituinte) tem boa conservação e preservação ao longo do tempo e apresentam baixo potencial para migrar e se decompor em solos.

Os fitólitos (Figura 3) são partículas microscópicas (60-100 μm) de opala biogênica, que se formam por precipitação de sílica amorfa entre e no interior de células de diversas plantas vivas, formadas como resultado da absorção de ácido silícico [$\text{Si}(\text{OH})_4$] da solução do solo pelas plantas (Piperno, 2006). A célula vegetal onde o fitólito é formado funciona como um molde, que determina a forma dessas partículas, as quais, por consequência, acabam indicando em nível de família os grupos vegetais presentes em determinadas áreas (Chueng, Coe & Vasconcelos, 2020). Por serem constituídos por sílica, os fitólitos preservam-se bem em vários tipos de ambiente (Coe & Osterrieth, 2014), notadamente em turfeiras, devido ao baixo pH.

Ao estudar as assembleias modernas e fósseis, calculam-se índices fitolíticos (relações de abundância em fitólitos), verificando as sequências fitolíticas nos solos, resultantes dos processos de acumulação e/ou erosão, de translocação e de dissolução, mostrando um aumento da idade média das partículas com a profundidade e podem ser interpretadas em termos paleoambientais (Coe & Osterrieth, 2014).

As espículas de esponjas (Figura 3) são esqueletos de organismos aquáticos do Filo Porífero, que podem habitar águas oceânicas ou doces e ambientes saturados (como turfeiras). A distribuição das espécies de esponjas está diretamente associada a um determinado tipo de ambiente e ao substrato disponível. Sendo assim, a identificação das espécies presentes ao longo de um solo do Quaternário pode fornecer dados sobre as características pretéritas do ambiente em que habitavam no tempo em que estavam vivos (Frost, 1991; Santos, 2020).

Figura 3 – Bioindicadores Silicosos observados na turfeira Rio Preto: I) Fitólitos: A) Blocky, B) Bulliform flabellate, C) Elongate dentate, D, E, F) Rondel, G) Spheroid ornate, H) Spheroid echinate, I) Collapsed saddle, J) Acute bulbosus, K) Trapezoid, L) Bilobate e M) Cross; II) fragmentos de esponja



Fonte: adaptado de Machado, Chueng, Coe, Silva & Costa (2021)

Os bioindicadores siliciosos apresentam a vantagem de não precisarem ser carbonizados ou saturados por água para serem preservados, o que permite a sua utilização em vários sítios arqueológicos. Os fitólitos agregam outras vantagens a reconstituição do paleoambiente com a durabilidade, a imutabilidade e a capacidade para fornecer uma representação anatômica geral e cobertura taxonômica mais ampla (Coe, Ricardo, Sousa & Dias, 2017).

As análises de bioindicadores siliciosos como ferramenta arqueobotânica se popularizou nas últimas décadas. No entanto, o seu uso ainda é escasso, principalmente quando comparado a outros *proxies* tais como o pólen.

Isótopo radioativo ^{14}C

A datação constitui uma questão crucial para entender a natureza dos eventos paleoclimáticos e para testar o diacronismo desses eventos. Dentre os métodos de datação utilizados em estudos paleoambientais do Quaternário Superior, um dos mais utilizados e confiáveis é o isótopo radioativo ^{14}C (Trumbore, 2000).

O ^{14}C é formado naturalmente na estratosfera, por meio do bombardeamento do ^{14}N por radiação cósmica. As plantas assimilam o ^{14}C via fotossíntese, formando compostos orgânicos. Durante a vida do organismo, há um equilíbrio entre a atividade específica do ^{14}C em relação à do ambiente, sendo que a relação $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ de todos os seres vivos é observada na mesma proporção. Com a morte do organismo, a assimilação do ^{14}C é interrompida. Por ser radioativo, o ^{14}C decai a uma taxa constante (meia-vida de 5.730 ± 30 anos) (Pessenda et al., 2015). Isso permite calcular a idade da matéria orgânica até o limite aproximado de 60.000 anos AP (Gouveia et al., 2002).

Nos últimos anos a idade por ^{14}C tem sido mais amplamente determinada pela técnica de Acelerador de Partículas Acoplado a um Espectrômetro de Massa (*Accelerator Mass Spectrometry* – AMS). Essa técnica baseia-se na contagem dos próprios átomos de ^{14}C existentes na amostra, e com isso permite a datação de amostras um pouco mais antigas, menores quantidades de amostras e com menor margem de erro, quando comparado à técnica de cintilação líquida, por exemplo (Broecker, 2003). Esta última técnica baseia-se na quantificação da radioatividade restante na amostra.

Para a datação de amostras assume-se que a concentração de ^{14}C manteve-se constante no passado. No entanto, verificou-se que as idades obtidas não correspondiam às idades de calendário conhecidas para algumas amostras, e se atribuiu tais desvios a alterações na relação $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ do CO_2 atmosférico causadas por perturbações no fluxo de raios cósmicos para a atmosfera terrestre (Broecker, 2003), havendo a necessidade de calibração das idades. A calibração das idades foi determinada pela correlação das datações com cronologias de anéis anuais de crescimento de árvores de clima temperado, em sedimentos de lagos e em bolhas de ar preservadas no gelo de glaciais (Pessenda et al., 2005). As idades calibradas são expressas pela unidade anos calendário antes do presente – anos cal AP, sendo o presente o ano de 1950.

Estudos paleoclimáticos do Quaternário Tardio em turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional

A seguir são apresentadas as principais inferências paleoambientais em escala local e regional ocorridas desde o Pleistoceno superior, feitas a partir de testemunhos das turfeiras Pinheiro (Horák-Terra et al., 2020), Pau de Fruta (Horák-Terra et al., 2020) (Diamantina-MG) e Rio Preto (Costa, 2018; Machado et al., 2021) (São Gonçalo do Rio Preto), todas localizadas na Serra do Espinhaço Meridional (Mapa 1 do Capítulo 2).

Paleoambiente durante o Pleistoceno Tardio

O registro palinológico da turfeira Pinheiro sugere um clima mais seco e quente (Gráfico 2), com eventos de resfriamento e alguma instabilidade da paisagem entre ~35 a 29,6k cal a AP (Horák-Terra et al., 2020). Nesse período a assembleia palinológica era composta por elementos de savanas (*Byrsonima* e *Smilax*) com alguns indicadores de floresta de coníferas tropicais relacionadas a condições montanhosas e frias (*Cedrela*, *Myrsine*, *Podocarpus* e *Weinmannia*). Os valores altos (enriquecidos) de $\delta^{13}\text{C}$ corroboram a presença de clima seco, enquanto a geoquímica ambiental do registro indica altos níveis de erosão em solos do entorno da turfeira (Horák-Terra et al., 2020).

A partir de ~29,6 a 13,5k cal a AP, passando pelo Último Máximo Glacial (UMG), tanto os testemunhos da turfeira do Pinheiro quanto a turfeira Rio Preto I, sugerem condições predominantemente úmidas e frias (Costa, 2018; Horák-Terra et al., 2020). Os dois testemunhos mostram valores baixos (empobrecidos) de $\delta^{13}\text{C}$ e a presença de uma floresta fria e úmida (floresta montana — representada principalmente por *Podocarpus*, *Drimys*, *Galium*, *Weinmannia*, *Myrsine* e *Araucaria*) (Gráfico 2).

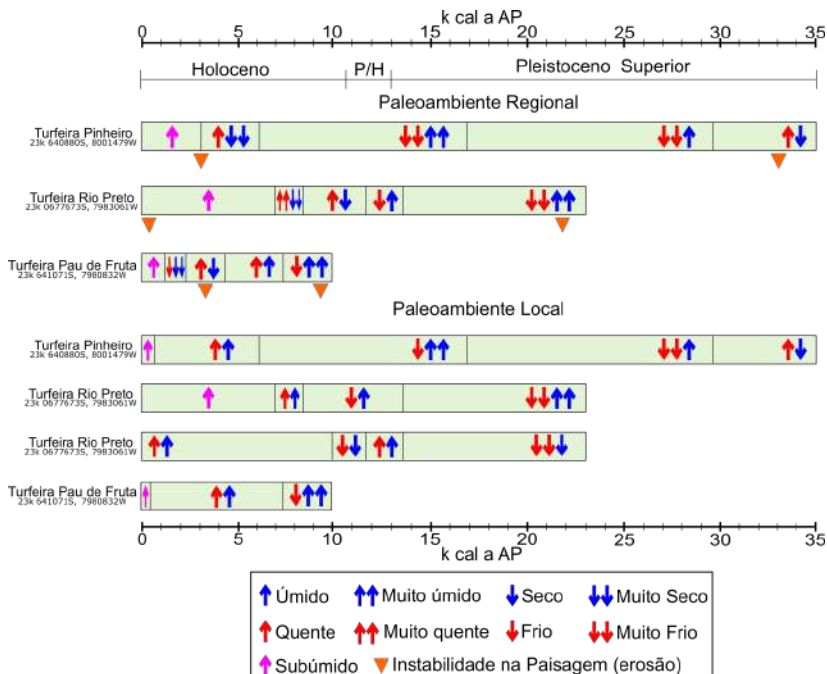
O testemunho da turfeira Rio Preto I aponta para um clima local úmido e frio no período de ~23 a 13,5k cal a AP, reflexo da presença de espécies de campo úmido (*Drosera*, *Sagittaria*,

Utricullaria) e das algas *Debarya*, *Mougeotia* e *Zygnema* (Costa, 2018). Entretanto Machado et al. (2021), estudando a assembleia fitolítica na mesma turfeira (Rio Preto II), inferiram um ambiente menos úmido nesse período, pela ausência de espículas de esponja (Gráfico 2). Essas inferências contraditórias, reforçam a necessidade de maiores investigações a respeito do paleoclima na SdEM durante o UMG.

Paleoambiente durante a transição Pleistoceno – Holoceno

Durante a transição do Pleistoceno – Holoceno, entre ~13,5 a 11,7k cal a AP, o testemunho da turfeira Rio Preto I aponta uma tendência de aumento da temperatura e redução da umidade, quando comparado ao período anterior, devido ao enriquecimento do $\delta^{13}\text{C}$ e expansão da vegetação de savana (*Borreria latifolia* e *Eremanthus*) (Costa, 2018). Nesse período também existia elementos da floresta úmida e fria (representada principalmente por *Podocarpus*), sugerindo que mesmo com expansão da vegetação de savana, as condições ainda eram úmidas e frias. A turfeira Pinheiro também registrou uma ligeira redução na precipitação próximo a 14,3k cal AP, estando relacionada ao interstadial de Bølling – Allerød (Horák-Terra et al., 2020). A geoquímica de ambas as turfeiras (Rio Preto I e Pinheiro) indicou um período de maior estabilidade nos solos de entorno (baixa ocorrência de erosão) (Costa, 2018; Horák-Terra et al., 2020) (Figura 3). Provavelmente, a baixa ocorrência de eventos erosivos é devido à cobertura vegetal mais densa de árvores e arbustos.

Gráfico 2 – Síntese das mudanças paleoambientais em escala regional e local registradas em turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional. P/H = transição do Pleistoceno – Holoceno. Turfeira Pinheiro (Horák-Terra et al., 2020); turfeira Pau de Fruta (Horák-Terra et al., 2015); turfeira Rio Preto (Costa, 2018; Machado et al., 2021).



Fonte: os autores

A palinologia dos testemunhos das turfeiras Pinheiro e Rio Preto I também indicou a presença das algas *Debarya*, *Mougeotia* e *Zygnema*, e do dinoflagelado *Spiniferites*, um indicador de águas quentes, o que sugere que condições locais eram úmidas com tendência de aumento na temperatura (Costa, 2018; Horák-Terra et al., 2020). A assembleia fitolítica do testemunho Rio Preto II também sugere condições locais úmidas com tendência de aumento na temperatura durante a transição entre o Pleistoceno e Holoceno, devido ao aparecimento de espículas de esponjas e de fitólitos característicos de *Arecaceae* (Machado et al., 2021).

Paleoambiente durante o Holoceno

Com o início do Holoceno as tendências iniciadas no período anterior foram mantidas (Gráfico 2). O clima ainda era frio devido à presença da floresta fria e úmida, como inferidas nas assembleias palinológicas das turfeiras Pinheiro, Pau de Fruta e Rio Preto I, e também pelos valores de $\delta^{13}\text{C}$ empobrecidos (Horák-Terra et al., 2015, 2020; Costa, 2018). No entanto, as áreas de campo seco (*Amaranthus* e *Borreria*) expandiram sugerindo um começo de um novo padrão climático (Horák-Terra et al., 2020; Costa, 2018). As condições climáticas locais seguiram as das regionais.

O início do Holoceno também registrou aumento dos processos erosivos, como sugerido pela geoquímica ambiental das turfeiras do Pau de Fruta e Rio Preto I (Horák-Terra et al., 2015; Costa, 2018). O aumento da erosão provavelmente foi causado pela reduzida cobertura arbórea, como sugerido na assembleia de fitólitos da Rio Preto II (Machado et al., 2021).

A análise da geoquímica ambiental das turfeiras Pau de Fruta e Rio Preto I mostrou ainda a presença de elementos ligados a transportes de longa distância (erosão eólica) por volta de ~8,3 a 8,1k cal a AP estando relacionado ao evento climático global “8.2 ka event”. O “8.2 ka event” pode ter sido responsável por mudanças no transporte atmosférico (mudança na frequência ou direção dos ventos, maior disponibilidade de áreas de origem ou uma combinação de fatores) (Horák-Terra et al., 2015).

O testemunho da turfeira Rio Preto I registrou por volta de ~8,5 a 7k cal a AP a maior expansão de áreas de campo seco (*Amaranthus*, *Borreria* e *Buchnera lavandulacea*) e retração do campo úmido (*Cyperaceae*, *Drosera*, *Sagittaria* e *Utricularia*), em conjunto ao enriquecimento do $\delta^{13}\text{C}$, indicando um ambiente quente e menos úmido comparado aos períodos anteriores (Costa, 2018). Esse momento de redução da umidade e aumento da temperatura durante o Holoceno foi inferido posteriormente nas turfeiras Pinheiro e Pau de Fruta, entre ~6.1 a 3,1k cal a AP e ~4,2 a 2,2 k cal a AP, respectivamente (Horák-Terra et al., 2020).

Localmente, apesar de retração das áreas úmidas, as condições ainda eram suficiente úmidas para a manutenção dos ecossistemas das turfeiras Pinheiro, Pau de Fruta e Rio Preto. A assembleia de fitólitos do testemunho Rio Preto II mostra a presença de espículas de esponja e diminuição da ocorrência dos indicadores de estresse hídrico, assim como a palinologia dos testemunhos Pinheiro, Pau de Fruta e Rio Preto I indicam a ocorrência de hidro-higrófitas (Arecaceae, Cyperaceae, *Drosera*, *Typha* e *Spathiphyllum*) e das algas *Mougeotia* e *Zygnema*, o que indica um ambiente local úmido (Horák-Terra et al., 2015, 2020; Costa, 2018; Machado et al., 2021).

Após o período de redução da umidade em escala regional, houve a expansão das áreas de mata e da floresta úmida e fria nas três turfeiras aqui estudadas, indicando um relativo aumento da umidade. No entanto, as áreas úmidas coexistiam com áreas de savanas (*Byrsonima*, *Tabebuia* e *Smilax*) e com o indicador de águas quentes (*Spiniferites*). Essa configuração vegetacional sugere a presença de um clima subúmido, o que teria possibilitado o estabelecimento do bioma Cerrado como o que ocorre atualmente (Horák-Terra et al., 2015, 2020; Costa, 2018).

A palinologia da turfeira Pinheiro indicou que nos últimos ~740 cal a AP houve redução das áreas de campo úmido e expansão do campo seco, associada a uma maior mineralização da MOS e ao enriquecimento do $\delta^{13}\text{C}$ indicando uma diminuição da umidade local (Horák-Terra et al., 2020).

Os estudos aqui apresentados evidenciam a excelência das turfeiras da SdEM como arquivo de mudanças ambientais e climáticas. Contudo, apesar do aumento nos estudos de reconstituição paleoambiental, maiores investigações ainda são necessárias para ampliar, detalhar e aprofundar a dinâmica da evolução da SdEM.

Impactos da antropização nos ecossistemas de turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional

Os ecossistemas de turfeiras existem pelo menos desde o Pleistoceno Tardio e os assentamentos humanos na SdEM são datados do

Holoceno Superior/Médio. Porém os impactos de sua antropização se intensificaram no período pós-colonização europeia, principalmente nos séculos 19 e 20.

Os impactos mais comuns são o pisoteio animal, os incêndios, a erosão e a deposição de sedimentos, todos oriundos da criação extensiva de animais (bovinos, equinos e muares). O pisoteio e os incêndios ocorrem tanto nas áreas de recarga hídrica quanto nos ecossistemas de turfeiras, enquanto a erosão degrada a área de recarga e a sedimentação impacta a turfeira (figuras 4 e 5). Outros impactos, menos comuns, são oriundos da mineração de diamantes (Figura 6).

Figura 4 – Impactos do pisoteio animal na cabeceira do rio Araçuaí. Animais próximos a capão e turfeira (A). Pisoteio concentrado de animais em local de travessia de curso d'água, com intenso impacto em turfeira (B). Erosão e sedimentação, com marcas de pisoteio (C). Processo ativo de erosão remontante em local de pisoteio concentrado, com avanço regressivo dos sulcos após atingir o lençol freático (D). Pinos de monitoramento da erosão (E)



Fonte: projeto PELD TURF

Figura 5 – Incêndio na área de recarga hídrica e no ecossistema de turfeira do Rio Araçuaí (SdEM), em junho de 2021



Fonte: projeto PELD TURF

Figura 6 – Ecossistema de turfeira da Fazenda São Miguel (SdEM), totalmente degradado pela mineração de diamante



Fonte: adaptado de Silva et al. (2009)

O pisoteio animal provoca compactação do solo, diminuindo a infiltração e aumentando o escoamento superficial na área de recarga hídrica, induzindo e acelerando a erosão. Na turfeira, o pisoteio diminui a porosidade e a capacidade de retenção de água. Os pontos de pisoteio concentrado, como nos locais de travessia dos cursos d'água e nas áreas de descanso, exibem intenso revolvimento do solo e compactação. O processo de erosão em sulcos se torna bastante acentuado, já que o pisoteio provoca desmoronamentos das laterais dos sulcos. Adicionalmente, a falta de pontos de sombra leva os animais a ocuparem as bordas dos capões, comprometendo os processos de sucessão ecológica pelo pisoteio dos indivíduos jovens no sub-bosque.

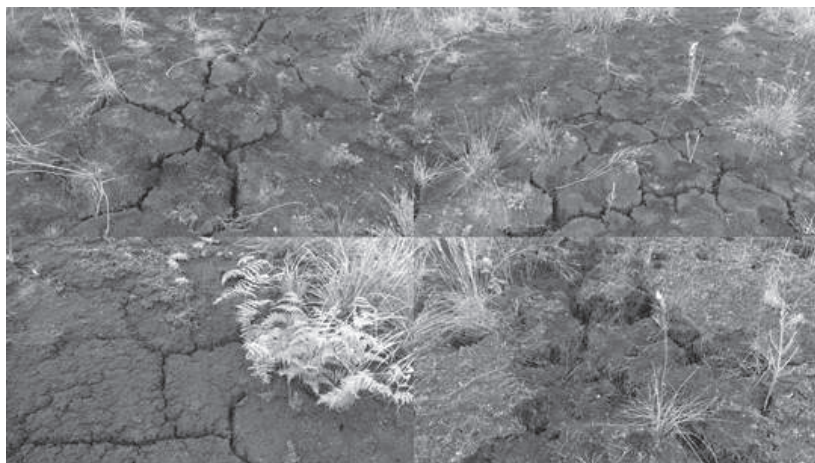
Os incêndios frequentes na área de recarga diminuem a densidade da cobertura vegetal e favorecem o selamento superficial do solo, aumentando o escoamento superficial e acelerando a erosão. Na turfeira, os incêndios mineralizam a matéria orgânica da superfície, provocando sua subsidência, acelerando as perdas de carbono para a atmosfera, diminuindo sua capacidade de armazenamento de água e alterando a biodiversidade. Também provocam contração do material orgânico, diminuindo a porosidade e elevam a hidrofobicidade dos compostos orgânicos (Figura 7), acarretando diminuição do volume de água armazenado.

Foi observado o desenvolvimento, após incêndios, de uma camada repelente à água na turfa próxima à superfície em turfeiras do Alasca (EUA) (Beatty & Smith, 2013; O'donnell et al., 2009). De acordo com Debano (2000), durante os incêndios, substâncias orgânicas voláteis podem migrar para camadas mais profundas, onde as temperaturas são mais baixas, condensado-se e aglutinando-se nas partículas minerais, criando também camadas repelentes à água em subsuperfície.

A repelência à água e a subsidência foram observadas no ecossistema de turfeira do Pinheiro (SdEM), após um grande incêndio ocorrido em 2016. A contração do material orgânico provocou o surgimento de inúmeras rachaduras, alcançando até 20 cm de pro-

fundidade (Figura 7). O nível da turfeira foi rebaixado e a hidrofobicidade dos compostos orgânicos parcialmente incinerados aumentou o escoamento superficial, diminuindo grandemente sua capacidade de armazenamento de água. Essa repelência pode perdurar por anos (Debano, 2000; Thompson, Benscoter & Waddington, 2014), como foi observado na turfeira Pinheiro.

Figura 7 – Contração da camada superficial da turfeira Pinheiro, SdEM, após um grande incêndio, provocando o surgimento de rachaduras e repelência à água



Fonte: adaptado de Barral (2018)

A sedimentação aporta aos ecossistemas de turfeira elevados volumes de material mineral, particularmente areia, afetando negativamente sua capacidade de sequestrar carbono, de armazenar água e a biodiversidade.

A mineração de diamantes degrada completamente os ecossistemas de turfeiras, uma vez que todo o material orgânico é retirado para a retirada dos diamantes do material mineral de sua base.

Estudos conduzidos por Bispo et al. (2015, 2016) e por Barral (2018) nos ecossistemas de turfeiras do Rio Preto (conservado — protegido pelo Parque Estadual do Rio Preto) e do Rio Araçuaí (antropizado),

ambos localizados em Chapadão do Couto (Figura 2), demonstram os efeitos da antropização em ecossistemas de turfeiras SdEM. A turfeira do Rio Preto possui os maiores teores médios de carbono e volume médio de água e menor densidade do solo (Tabela 1), menor oscilação do lençol freático (Gráficos 4 e 5 - Capítulo 3), maior vazão específica (Gráfico 2 - Capítulo 3) e taxas de crescimento vertical e de acúmulo de carbono³ maiores em relação à turfeira do Rio Araçuaí.

Tabela 1 – Área, profundidade média, volume, densidade do solo e teor médio de carbono de dois ecossistemas de turfeiras da SdEM

Ecosistema de turfeira	Área	Profundidade média	Volume total	Volume médio de água armazenado	Densidade do solo média	Teor médio de C	Teor médio de C
	ha	m	m ³	m ³ ha ⁻¹	g cm ⁻³	dag kg ⁻¹	t ha ⁻¹
Rio Preto	20,8	1,31	271.515,11	10.965	0,42	23,13	206,8
Araçuaí	80,3	1,11	891.219,00	9.324	0,50	20,35	184,1

Fonte: adaptado de Bispo et al. (2016)

Estudos conduzidos por Barral (2018) mostram que as perdas de C pela água, no exutório da turfeira do Rio Araçuaí, antropizado, é mais de 3 vezes maior do que no exutório da turfeira Rio Preto, conservado, levando a um balanço negativo, quando se compara as entradas e saídas de C (Tabela 2). Esses dados demonstram que a degradação da turfeira antropizada pode levar ao seu desaparecimento, no médio prazo.

³ Vide Tabela 6 do Capítulo 3.

Tabela 2 – Área e acúmulo de carbono sob fitofisionomias, acúmulo total, massa perdida pela água e balanço de carbono em ecossistemas de turfeiras da SdEM

Ecossistema de Turfeira	Capão		Campo		Acúmulo total de C	C perdido pela água	Balanço entre acúmulo e perdas de C
	Área	Acúmulo de C	Área	Acúmulo de C			
	ha	g m ⁻² ano ⁻¹	ha	g m ⁻² ano ⁻¹	-----	t ano ⁻¹ -----	
Rio Preto	0,26	13,37	3,33	29,68	0,52	0,49	0,03
Rio Araçuaí	0,64	8,52	9,74	15,35	0,92	1,83	-0,91

Fonte: Barral (2018)

O uso e a ocupação de áreas no entorno de oito ecossistemas de turfeiras da SdEM, considerando um raio de 1 km, foram estudados por Fonseca, Silva e Senna (2018), com uso de fotografias aéreas e imagens de satélite, entre 1964 e 2014 (50 anos). Entre 1964 e 1984, o único uso da terra era com pastagem, mas a partir de 1995 foram identificados outros usos, como a silvicultura e culturas anuais (milho e morango), aumentando a área ocupada em mais de 3 vezes (Tabela 3). O consumo de água pelo eucalipto é elevado, o que pode diminuir a recarga desses ecossistemas. O manejo das culturas anuais preconiza o uso de agrotóxicos (notadamente a cultura do morango), o que pode acarretar contaminação das águas dos ecossistemas de turfeiras. Cabe salientar que duas dessas turfeiras são mananciais que abastecem duas cidades (Diamantina e Datas).

Tabela 3 – Uso da área do entorno de oito turfeiras da SdEM no período 1964-2014

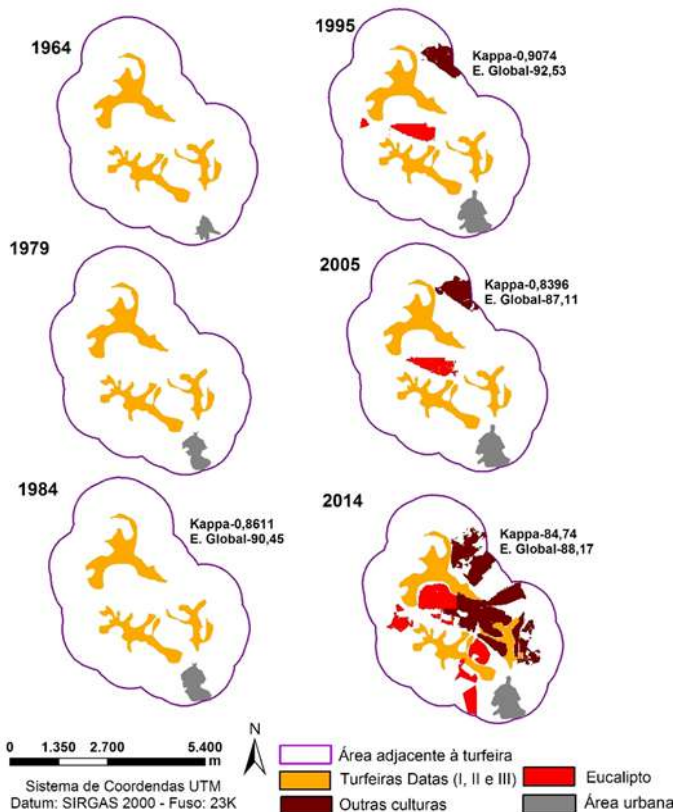
Ano	Uso da área do entorno de oito turfeiras da SdEM							
	Pastagem		Eucalipto		Outras culturas		Total	Total
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	ha
1964	378,57	2,30	0	0	0	0	378,57	2,30
1979	378,57	2,30	0	0	0	0	378,57	2,30
1984	363,24	2,21	0	0	0	0	363,24	2,21
1995	493,99	3,00	56,39	0,34	68,56	0,42	618,94	3,76
2005	549,02	3,33	95,40	0,58	69,16	0,42	713,52	4,33
2014	522,57	3,17	341,37	2,07	312,46	1,90	1.176,40	7,14

Fonte: Fonseca et al. (2018)

Um exemplo da intensificação do uso da terra no entorno de ecossistemas de turfeiras é apresentado a seguir: o complexo de turfeiras de Datas, que abastece a área urbana do município de mesmo nome. A área total em um raio de 1 km do entorno do complexo de turfeiras é de 2.381 ha. De acordo com Fonseca et al. (2018), até 1984 esse entorno era ocupado exclusivamente por vegetação nativa. Em 1995 a área ocupada por silvicultura era de 45,59 ha (1,92% da área total) e por outras culturas (morango e milho) era de 56,96 ha (2,39% da área total). Em 2014, a silvicultura ocupava 146,16 ha (6,14% da área total) e as outras culturas abrangiam 292,58 ha (12,29% da área total). Em 20 anos, a ocupação do entorno da turfeira passou de 102,55 ha para 438,74 ha, um aumento de 328%. O mapa a seguir apresenta a evolução cronológica da ocupação do entorno do complexo de turfeiras de Datas, entre 1964 e 2014.

Mapa 1 – Evolução da ocupação do entorno do complexo de turfeiras de Datas, entre 1964 e 2014

Evolução temporal do uso e ocupação do solo na área adjacente às Turfeiras Datas I, II e III



Fonte: Fonseca et al. (2018)

A intensificação da ocupação do entorno dos ecossistemas de turfeiras da SdEM pode afetar, no médio prazo, sua capacidade de sequestrar carbono e de armazenar água, comprometendo a biodiversidade e afetando severamente as comunidades da SdEM, além de contribuir para o aquecimento global e para a diminuição da vazão de importantes cursos d'água do semi-árido do nordeste do estado de Minas Gerais.

Turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional e a legislação

Ainda que o Novo Código Florestal (Lei n.º 12.651, de 25 de maio de 2012) tenha evoluído na conceituação das áreas úmidas, na restrição de uso a pantanais e planícies pantaneiras e na definição de veredas, manguezais e restingas como áreas de preservação permanente, os ecossistemas de turfeiras, malgrado sua enorme importância ambiental discutida ao longo deste capítulo, não gozam ainda de nenhum grau de proteção adicional na legislação brasileira. Mesmo satisfazendo a quase todas as finalidades indicadas no Artigo 6º do Novo Código Florestal para demarcação de áreas de preservação permanente, a falta de vontade política para proteção do meio ambiente faz com que esses ecossistemas, ainda largamente desconhecidos, permaneçam sem proteção legal específica.

*Art. 6º Consideram-se, ainda, de **preservação permanente**, quando declaradas de **interesse social** por ato do Chefe do Poder Executivo, as áreas cobertas com florestas ou outras formas de vegetação destinadas a uma ou mais das seguintes finalidades:*

*I - **conter a erosão do solo e mitigar riscos de enchentes e deslizamentos de terra e de rocha;***

*II - **proteger as restingas ou veredas;***

*III - **proteger várzeas;***

*IV - **abrigar exemplares da fauna ou da flora ameaçados de extinção;***

*V - **proteger sítios de excepcional beleza ou de valor científico, cultural ou histórico;***

*VI - **formar faixas de proteção ao longo de rodovias e ferrovias;***

*VII - **assegurar condições de bem-estar público;***

*VIII - **auxiliar a defesa do território nacional, a critério das autoridades militares.***

*IX - **proteger áreas úmidas, especialmente as de importância internacional.***

(Brasil, 2012, s/p).

Turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional no contexto das áreas úmidas brasileiras

A classificação de áreas úmidas adotada oficialmente no Brasil pelo Comitê Nacional de Zonas Úmidas (CNZU) em 2015, baseia-se na classificação proposta por Junk et al. (2013) e Cunha, Piedade e Junk (2015), que emprega critérios relacionados ao tipo de sistema (interior, costeiro ou artificial), parâmetros hidrológicos (ocorrência e duração dos pulsos de inundação) e ocorrência de plantas superiores. Esse sistema de classificação tem um enfoque particular nas áreas úmidas interiores de nível variável, sujeitas a pulsos de inundação ao longo do ano, que corresponderiam a mais de 90% das áreas úmidas do Brasil (Cunha et al., 2015). A sazonalidade climática na maior parte do território brasileiro, com estações secas e úmidas bem definidas, é responsável pelo predomínio de áreas úmidas de nível variável (Cunha et al., 2015). Contudo, ressalta-se que as turfeiras da SdEM ocorrem em ambiente de elevada sazonalidade climática (Gráfico 3 do Capítulo 3) e pequena variação do nível freático ao longo do ano, conforme discutido no tópico “Armazenamento de água” (Gráficos 4 e 5 do Capítulo 3), o que reforça a importância desses ecossistemas como tampão hidrológico para regulação da vazão dos cursos d’água.

Nas classificações propostas por Junk et al. (2013) e Cunha et al. (2015), as turfeiras estão presentes como áreas úmidas interiores, com nível d’água relativamente estável e vegetação herbácea mista, juntamente às veredas. Contudo, no Sistema de Classificação das Áreas Úmidas Brasileiras, definido pela Recomendação CNZU n.º 7, de 11 de junho de 2015, o termo turfeira foi excluído das áreas úmidas classificadas como áreas pantanosas com vegetação mista, o que de fato é o caso para as turfeiras, conforme discutido no tópico “Composição florística”. Como alternativa, os ecossistemas de turfeiras poderiam integrar os “brejos de altitude de solo raso”, mas a falta de clareza na definição dessa categoria (são apresentadas citações sem as referências correspondentes) impede a sua aplicação às turfeiras. Não obstante, devido à dificuldade de aplicação da

legislação em decorrência das definições por vezes precárias adotadas nos normativos, conforme destacado por Cunha et al. (2015) e Maltchik et al. (2017), o termo turfeira deveria constar do Sistema de Classificação das Áreas Úmidas Brasileiras. Isso reforça a premente necessidade de se destacar a importância dos ecossistemas de turfeiras, não apenas da SdEM, mas onde quer que venham a ocorrer, já que sua abrangência no país ainda está longe de ser conhecida.

Proteção às turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional

A porção norte da SdEM, definida conforme anteriormente no tópico de Fisiografia da SdEM, engloba 17 unidades de conservação (UC) de diferentes esferas (municipal, estadual e federal) e diferentes níveis de proteção (uso sustentável e proteção integral), conforme indicado na Tabela 4 e no Mapa 2. A SdEM possui cerca de 456.000 ha de UC, que abrangem aproximadamente 40% da área total. Ainda que esse valor possa indicar um expressivo nível de proteção, destacamos que apenas 15% do território total da SdEM está inserido em UC de proteção integral, pertencendo o restante a UC de manejo sustentável.

Tabela 4 – Unidades de conservação na porção norte da Serra do Espinhaço Meridional

Nome da unidade de conservação	ID¹	Esfera	Grupo	Ano de criação
Parque Nacional das Sempre-Vivas	1	Federal	Proteção integral	2002
APA Federal Morro da Pedreira	2	Federal	Uso sustentável	1990
Parque Estadual Serra do Intendente	3	Estadual	Proteção integral	2007
Parque Estadual do Pico do Itambé	4	Estadual	Proteção integral	1998
MN* Estadual Várzea do Lajeado e Serra do Raio	5	Estadual	Proteção integral	2011
Parque Estadual do Rio Preto	6	Estadual	Proteção integral	1994
Parque Estadual do Biribiri	7	Estadual	Proteção integral	1998

APA Estadual Águas Vertentes	8	Estadual	Uso sustentável	1998
Parque Municipal Natural Ribeirão do Campo	9	Municipal	Proteção integral	1998
APA Municipal Serra de Minas	10	Municipal	Uso sustentável	1999
APA Municipal Barão e Capivara	11	Municipal	Uso sustentável	2002
APA Municipal Felício	12	Municipal	Uso sustentável	2003
APA Municipal da Serra Talhada	13	Municipal	Uso sustentável	2002
APA Municipal Serra do Gavião	14	Municipal	Uso sustentável	2002
APA Municipal Serra do Intendente	15	Municipal	Uso sustentável	1999
APA Municipal Rio Picão	16	Municipal	Uso sustentável	1999
APA Municipal Rio Manso	17	Municipal	Uso sustentável	2001

¹identificação da UC no Mapa 1. *Monumento Natural.

Fonte: os autores

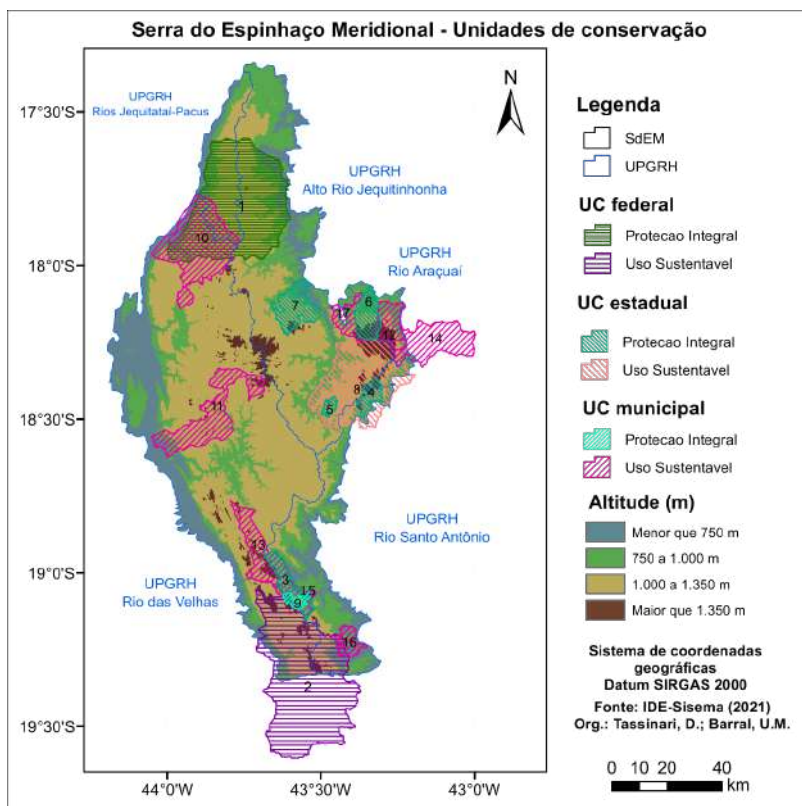
Apesar de apresentar algum nível de proteção, essas UC de uso sustentável não têm sido suficientes para frear as diversas intervenções antrópicas predatórias discutidas no tópico anterior, já que muitas delas ocorrem justamente em áreas de proteção ambiental de manejo sustentável. A criação de áreas de proteção integral seria, portanto, uma medida essencial para garantir a adequada proteção dos serviços ecossistêmicos propiciados pelas turfeiras e da biodiversidade que aí ocorre. A distribuição de ecossistemas de turfeiras em áreas de proteção integral é bem pequena, abrangendo essencialmente as turfeiras na cabeceira do rio Jequitá, no Parque Nacional das Sempre-Vivas, e parte das turfeiras na cabeceira do rio Araçuaí, apenas aquelas que formam as cabeceiras do rio Preto e se localizam dentro do Parque Estadual do Rio Preto.

Para proteger integralmente esses ecossistemas, foi apresentado na Assembleia Legislativa de Minas Gerais (AL-MG) um projeto de lei (PL n.º 3.062/2015), que foi o objeto de uma audiência pública realizada no campus JK da UFVJM, com a participação dos principais atores envolvidos com o tema: coletores de sempre-vivas, agricultores, ambientalistas, profissionais dos sistemas municipal, estadual e federal

do meio ambiente, estudantes, professores, pesquisadores e autoridades. O PL n.º 3.062/2015 passou pelas comissões de Constituição e Justiça e de Meio Ambiente da AL-MG e aguarda votação em plenário.

Sem as turfeiras não haveria água na SdEM no período seco do ano e as vazões dos rios formadores das grandes bacias do Leste brasileiro seriam reduzidas e até seriamente comprometidas. Mais importante que a aprovação do PL n.º 3.062/2015 é conscientizar a sociedade, para que o coletivo perceba a importância de preservar esses ecossistemas.

Mapa 2 – Distribuição das unidades de conservação na porção norte da Serra do Espinhaço Meridional. Identificação das UC de acordo com a Tabela 3. UPGRH: Unidade de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos



Fonte: os autores

Referências

Augustin, C. H. R. R. (1994). Amphitheaters and hollows with depositional sequences and their significance on the evolution of tropical landscape. In *International Sedimentology Congress*. Recife, IAS/UFPE.

Babeshko, K. V., Shkurko, A., Tsyganov, A. N., Severova, E. E., Gaika, M., Payne, R. J., Mauquoy, D., Mazei, N. G., Fatynina, Y. A., Krasnova, E. D., Saldaev, D. A., Voronov, D. A., Zazovskaya, E., & Mazei, Y. A. (2021). A multi-proxy reconstruction of peatland development and regional vegetation changes in subarctic NE Fennoscandia (the Republic of Karelia, Russia) during the Holocene. *Holocene*, 31, 421-432. <https://doi.org/10.1177/0959683620972795>.

Barral, U. M. (2018). *Hidrologia e fluxo de carbono em turfeiras tropicais de montanha*. (Tese de doutorado). Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina.

Beatty, S. M., & Smith, J. E. (2013). Dynamic soil water repellency and infiltration in post-wildfire soils. *Geoderma*, 192, 160-172. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.08.012>.

Berrier, A., & Prosser, J. S. (1996). Automated analysis of lightelement stable isotopes by isotope ratio mass spectrometry. In T. W. Boutton, S. I. Yamasaki (Eds.), *Mass spectrometry of soils* (pp. 1-17), New York: Marcel Dekker.

Birks, H. J. B. (2010). Strengths and Weaknesses of Quantitative Climate Reconstructions Based on Late-Quaternary Biological Proxies. *Open Ecol. J.*, 3, 68-110. <https://doi.org/10.2174/1874213001003020068>.

Bispo, D. F. A., Silva, A. C., Christofaro, C., Silva, M. L. N., Barbosa, M. S., Silva, B. P. C., & Barral, U. M. (2015). Caracterização de turfeiras das cabeceiras do Rio Araçuaí, Minas Gerais. *Rev. Bras. Cienc. do Solo*, 39, 475-489. <https://doi.org/10.1590/01000683rbc20140337>.

Bispo, D. F. A., Silva, A. C., Christofaro, C., Silva, M. L. N., Barbosa, M. S., Silva, B. P. C., Barral, U. M., & Fabris, J. D. (2016). Hydrology and carbon dynamics of tropical peatlands from Southeast Brazil. *Catena*, 143, 18-25. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.03.040>.

Borges, A. C., Dias, J. C., Machado, W., Patchineelam, S. R., & Sella, S. M. (2007). Distribuição espacial de ferro, cobre e chumbo em sedimentos de manguezal em um gradiente de degradação na Baía de Guanabara (Estado do Rio de Janeiro). *Quim. Nova*, 30, 66-69. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422007000100015>.

Boutton, T. W. (1991). Stable carbon isotopes ratios of natural materials. II. Atmospheric, terrestrial, marine and freshwater environmental. In D. C. Coleman, & B. Fry (Eds.), *Carbon isotopetechniques* (pp. 73-185), New York: Academic Press.

Brasil. (2012). Código Florestal Brasileiro. Lei 12.651/12. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm

Broecker, W. S. (2003). Radiocarbon. In K. K. Turekian, H. D. Holland (Eds.), *Treatise on geochemistry* (1. ed., v. 4, pp. 245-260), San Diego: Elsevier.

Brooks, J., & Shaw, G. (1978). Sporopollenine: a review of its chemistry, paleochemistry and geochemistry. *Grana*, 17, 91-97.

Chambers, F. M., Booth, R. K., De Vleeschouwer, F., Lamentowicz, M., Le Roux, G., Mauquoy, D., Nichols, J. E., & Van Geel, B. (2012). Development and refinement of proxy-climate indicators from peats. *Quat. Int.*, 268, 21-33. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2011.04.039>.

Chamley, H., & Debrabant, P. (1984). Paleoenvironmental history of the North Atlantic region from mineralogical and geochemical data. *Sedimentary Geology*, 40(1-3), 151-167. [https://doi.org/10.1016/0037-0738\(84\)90044-7](https://doi.org/10.1016/0037-0738(84)90044-7).

Charman, D., & Mäkilä, M. (2003). Climate reconstruction from peatlands. *PAGES Newsletter*, 11, 15-17.

Chueng, K., Coe, H. G., & Vasconcelos, A. M. C. (2020). Reconstituição Paleobiogeoclimática da Gruta Pau-Ferro, Minas Gerais, Brasil, através da análise de Fitólitos. In L. R. F. Costa. *Paleontologia Contemporânea: Diferentes Técnicas e Análises* (pp. 86-100), Ponta Grossa: Atena, 2020.

Coe, H. H. G., & Osterrieth, M. (2014). Synthesis of some Phytolith Studies in South America (Brazil and Argentina) (1. ed.), New York: Nova Science, 280p.

Coe, H. H. G., Ricardo, S. D. F., Sousa, L. O. F., & Dias, R. R. (2017). Caracterização de fitólitos de plantas e assembleias modernas de solo da caatinga como referência para reconstituições paleoambientais. *Quaternary and Environmental Geosciences* 8, 9-21.

Costa, C. R. (2018). Reconstituição paleoambiental utilizando uma abordagem multi-proxy em um registro da turfeira do Rio Preto, Minas Gerais, Brasil. (Dissertação de mestrado). Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina.

Costa, C. R., Horák-Terra, I., Coe, H. H. G., Chueng, K. F., Machado, D. O. B. F., de Camargo, P. B., Barral, U. M., Tassinari, D., & Silva, A. C. (2022). Multi-proxy analysis of a Holocene records from a high-altitude tropical peatland in the Serra do Espinhaço Meridional, Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, 103795. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2022.103795>.

Cunha, C. N., Piedade, M. T. F., & Junk, W. (2015). *Classificação e delimitação das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats*. Parte I: Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável. Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas úmidas – INAU. 165p.

Debano, L. F. (2000). The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review. *Journal of hydrology*, 231, 195-206. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00194-3](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00194-3).

De Oliveira, P. (2005). Paleovegetação e paleoclimas do Quaternário do Brasil. In C. R. G. Souza, K. Suguio, A. M dos S. Oliveira, & P. de Oliveira. *Quaternário do Brasil* (pp. 52-74), Holos Editora.

Deocampo, D. M., Behrensmeyer, A. K., & Potts, R. (2010). Ultrafine clay minerals of the pleistocene olorgesailie formation, Southern Kenya rift: Diagenesis and paleoenvironments of early hominins. *Clays Clay Miner.*, 58, 294-310. <https://doi.org/10.1346/CCMN.2010.0580301>.

Fonseca, S. F., Silva, A. C., & Senna, J. A. (2018). Identificação de usos da terra no entorno de turfeiras em Datas/Minas Gerais. *Geografia, Ensino & Pesquisa*, 22(10), 1-11. <https://doi.org/10.5902/2236499428646>.

Froehner, S., & Martins, R. F. (2008). Avaliação da composição química de sedimentos do Rio Barigüi na região metropolitana de Curitiba. *Química Nova*, 31(8), 2020-2026.

Frost, T. M. (1991). Porifera. In J. H. Thorpy, & A. P. Covich (Eds.), *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. (pp. 95-124), New York, U.S.A.: Academic Press.

Gouveia, S. E. M., Pessenda, L. C. R., Aravena, R., Boulet, R., Scheel-Ybert, R., Bendassoli, J. A., Ribeiro, A. S., & Freitas, H. A. (2002). Carbon isotopes in charcoal and soils in studies of paleovegetation and climate changes during the late Pleistocene and the Holocene in the southeast and centerwest regions of Brazil. *Glob. Planet. Change*, 33, 95-106. [https://doi.org/10.1016/S0921-8181\(02\)00064-4](https://doi.org/10.1016/S0921-8181(02)00064-4).

Guyot, J. L., Jouanneau, J. M., Soares, L., Boaventura, G. R., Maillet, N., & Lagane, C. (2007). Clay mineral composition of river sediments in the Amazon Basin. *Catena*, 71, 340-356. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2007.02.002>.

Horák, I. (2009). *Relações pedológicas, isotópicas e palinológicas na reconstrução paleoambiental da turfeira da Área de Proteção Especial (APE) Pau-de-Fruta, Serra do Espinhaço Meridional-MG*. (Dissertação de mestrado). Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.

Horák-Terra, I., Martínez Cortizas, A., De Camargo, P. B., Silva, A. C., & Vidal-Torrado, P. (2014). Characterization of properties and main processes related to the genesis and evolution of tropical mountain mires from Serra do Espinhaço Meridional, Minas Gerais, Brazil. *Geoderma*, 232-234, 183-197. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.05.008>.

Horák-Terra, I., Martínez Cortizas, A., da Luz, C. F. P., Rivas López, P., Silva, A. C., & Vidal-Torrado, P. (2015). Holocene climate change in central-eastern Brazil reconstructed using pollen and geochemical records of Pau de Fruta mire (Serra do Espinhaço Meridional, Minas Gerais). *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.*, 437, 117-131. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2015.07.027>.

Horák-Terra, I., Cortizas, A. M., Da Luz, C. F. P., Silva, A. C., Mighall, T., De Camargo, P. B., Mendonça-Filho, C. V., De Oliveira, P. E., Cruz, F. W., & Vidal-Torrado, P. (2020). Late Quaternary vegetation and climate dynamics in central-eastern Brazil: insights from a ~35k cal a bp peat record in the Cerrado biome. *J. Quat. Sci.*, 35, 664-676. <https://doi.org/10.1002/jqs.3209>.

Horák-Terra, I., Nazareth Rosa Trindade, R., da Silva Terra, F., Christófaro Silva, A., Barbosa de Camargo, P., Batista de Oliveira Viana, C., & Vidal-Torrado, P. (2022). Soil processes and properties related to the genesis and evolution of a Pleistocene savanna palm swamp (vereda) in central Brazil. *Geoderma*, 410. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115671>.

Jackson, S. T. (1994). Pollen and spores in quaternary lake sediments as sensors of vegetation composition: theoretical models and empirical evidence. In A. Traverse. *Sedimentation of organic particles* (pp. 253-286), Cambridge: Cambridge University Press.

Joosten, H. (2009). *The Global Peatland CO2 Picture*. Africa (Lond). 11.

Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L. D., Bozelli, R. L., Esteves, F. A., Nunes da Cunha, C., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y., & Agostinho, A. A. (2013). Brazilian wetlands: Their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.*, 24, 5-22. <https://doi.org/10.1002/aqc.2386>.

Ledru, M. (2002). Late Quaternary History and Evolution of the Cerrados as Revealed by Palynological Records. In Oliveira, P. S., & Marquis, R. J. (2002, pp. 33-50). *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. <https://doi.org/10.7312/oliv12042-004>.

Lehmann, M. F., Bernasconi, S. M., Barbieri, A., & McKenzie, J. A. (2002). Preservation of organic matter and alteration of its carbon and nitrogen isotope composition during simulated and in situ early sedimentary diagenesis. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 66, 3573-3584. [https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(02\)00968-7](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(02)00968-7).

- Machado, D. O. B. F., Chueng, K. F., Coe, H. H. G., Silva, A. C., & Costa, C. R. (2021). Paleoenvironmental reconstruction of the headwaters of the preto river, Minas Gerais state, Brazil, through siliceous bioindicators. *J. South Am. Earth Sci.*, 108. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2021.103349>.
- Mahiques, M. M., Figueira, R. C. L., Salaroli, A. B., Alves, D. P. V., & Gonçalves, C. (2013). 150 years of anthropogenic metal input in a Biosphere Reserve: The case study of the Cananéia-Iguape coastal system, Southeastern Brazil. *Environ. Earth Sci.*, 68, 1073-1087. <https://doi.org/10.1007/s12665-012-1809-6>.
- Maltchik, L., Caleffi, V., Stenert, C., Batzer, D. P., Piedade, M. T. F., & Junk, W. J. (2017). Legislation for wetland conservation in Brazil: Are existing terms and definitions sufficient?. *Environmental Conservation*, 45(3), 301-305. <https://doi.org/10.1017/S0376892917000522>.
- Margalef, O., Cañellas-Boltà, N., Pla-Rabes, S., Giral, S., Pueyo, J. J., Joosten, H., Rull, V., Buchaca, T., Hernández, A., Valero-Garcés, B. L., Moreno, A., & Sáez, A. (2013). A 70,000 year multiproxy record of climatic and environmental change from Rano Aroi peatland (Easter Island). *Glob. Planet. Change*, 108, 72-84. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2013.05.016>.
- Margalef, O., Martínez Cortizas, A., Kylander, M., Pla-Rabes, S., Cañellas-Boltà, N., Pueyo, J. J., Sáez, A., Valero-Garcés, B. L., & Giral, S. (2014). Environmental processes in Rano Aroi (Easter Island) peat geochemistry forced by climate variability during the last 70kyr. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.*, 414, 438-450. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2014.09.025>.
- Martinelli, L. A., Ometto, J. P. H. B., Ferraz, E. S., Victoria, R. L. Camargo, P. B., & Moreira, M. Z. (2009). *Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis* (p. 144), São Paulo: Oficina de Textos.
- Martínez Cortizas, A., Pontevedra-Pombal, X., Nóvoa-Muñoz, J. C., & García-Rodeja, E. (2000). Turberas de montaña del noroeste de la Península Ibérica. *Edafología*, 7, 1-29.
- Meyers, P. A. (1994). Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. *Chem. Geol.*, 114, 289-302. [https://doi.org/10.1016/0009-2541\(94\)90059-0](https://doi.org/10.1016/0009-2541(94)90059-0).

Meyers, P. A. (2003). Application of organic geochemistry to paleolimnological reconstruction: a summary of examples from the Laurentian Great Lakes. *Org. Geochem.*, 34, 261-289.

Novenko, E. Y., Tsyganov, A. N., Volkova, E. M., Babeshko, K. V., Lavrentiev, N. V., Payne, R. J., & Mazei, Y. A. (2015). The Holocene paleoenvironmental history of central European Russia reconstructed from pollen, plant macrofossil, and testate amoeba analyses of the Klukva peatland, Tula region. *Quat. Res. (United States)*, 83, 459-468. <https://doi.org/10.1016/j.yqres.2015.03.006>.

O'donnell, J. A., Turetsky, M. R., Harden, J. W., Manies, K. L., Pruett, L. E., Shetler, G., & Neff, J. C. (2009). Interactive effects of fire, soil climate, and moss on CO₂ fluxes in black spruce ecosystems of interior Alaska. *Ecosystems*, 12(1), 57-72. <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9206-4>.

Pereira, J. C., Guimarães-Silva, A. K., Nalini, H. A., Pacheco-Silva, É., & De Lena, J. C. (2007). Distribuição, fracionamento e mobilidade de elementos traço em sedimentos superficiais. *Quim. Nova*, 30, 1249-1255. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422007000500037>.

Pessenda, L. C. R., Valencia, E. P. E., Telles, E. C. C.; Cerri, C. C., Camargo, P. B., & Martinelli, L. A. (1993a). The association 14C dating and 13C in palaeoecology studies in Brazilian tropical and subtropical soils. In *International Symposium on Perspectives for Environmental Geochemistry in Tropical Countries*, Niterói.

Pessenda, L. C. R., Camargo, P. B., Cruz, M. V. L., Lisi, C. S., & Valencia, E. P. E. (1993b). Laboratório de radiocarbono do CENA/USP no programa internacional de intercomparação laboratorial de resultados. *Química Nova*, 16(3), 221-223.

Pessenda, L. C. R., Gouveia, S., Freitas, H. (2005). Isótopos do Carbono e suas Aplicações em estudos paleoambientais. In C. R. G. Souza, K. Suguio, A. M dos S. Oliveira, & P. De Oliveira (Orgs.), *Quaternário do Brasil* (pp. 52-74), Holos Editora.

Pessenda, L. C. R., Buso Junior, A. A., Gouveia, S. E. M., Lorente, F. D. L., & Francisquini, M. I. (2015). Estudos interdisciplinares na reconstrução

milénar da dinâmica climática, da vegetação e marinha no Brasil. *rev. Piracicaba: CENA/USP*.

Peterson, B. J., Howarth, R. W. (1987). Sulfur, carbon, and nitrogen isotopes used to trace organic matter flow in the salt-marsh estuaries of Sapelo Island, Georgia. *Limnol. Oceanogr.*, 32, 1195-1213. <https://doi.org/10.4319/lo.1987.32.6.1195>.

Piperno, D. R. (2006). *Phytoliths: a Comprehensive Guide for Archaeologists and Paleoecologists*. New York, E.U.A: Altamira press. <https://doi.org/10.1017/S0016756807003159>.

Saia, S. E. M. G. (2006). *Reconstrução paleoambiental (vegetação e clima) no Quaternário tardio com base em estudo multi/interdisciplinar no Vale do Ribeira (sul do Estado de São Paulo)*. (Tese de doutorado). Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.

Salgado-Labouriau, M. L. (1984). Reconstrucción del ambiente a través de los granos de polen. *Invest. cienc*, (96), 6-17.

Santos, L. D. (2020). *O que os mortos podem contar? Espículas de esponjas (Porífera) como ferramenta para reconstituição paleoambiental*. (Tese de doutorado). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil.

Silva, A. C., Vidal-Torrado, P., Cortizas, A. M., & Rodeja, E. G. (2004). Solos do topo da Serra São José (Minas Gerais) e suas relações com o paleoclima no Sudeste do Brasil. *Rev. Bras. Ciência do Solo*, 28, 455-466. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832004000300007>.

Silva, A.C., Horák, I., Vidal-Torrado, P., Cortizas, A.M., Racedo, J.R., Campos, J.R. da R. (2009). Turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional - MG: II - influência da drenagem na composição elementar e substâncias húmicas. *Rev. Bras. Ciência do Solo* 33, 1399–1408. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832009000500031>

Silva, A. C., Horák-Terra, I., Barral, U. M., Costa, C. R., Gonçalves, S. T., Pinto, T., Christófaros Silva, B. P., Cunha Fernandes, J. S., Mendonça Filho, C. V., & Vidal-Torrado, P. (2020). Altitude, vegetation, paleoclimate, and radiocarbon age of the basal layer of peatlands of the Serra do Espinhaço

Meridional, Brazil. *J. South Am. Earth Sci.*, 103. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2020.102728>.

Souza, C. R. G., Suguio, K., Oliveira, A. M dos S., & De Oliveira, P. (2005). *Quaternário do Brasil*. Holos Editora, 381 p.

Suguio, K. (2010). *Geologia do Quaternário e mudanças ambientais*. Oficina de textos. 408p.

Thompson, D. K., Benschoter, B. W., & Waddington, J. M. (2014). Water balance of a burned and unburned forested boreal peatland. *Hydrological Processes*, 28(24), 5954-5964. <https://doi.org/10.1002/hyp.10074>.

Traverse, A. (2007). *Paleopalynology* (2. ed.). Hardbound: Springer Netherlands.

Trumbore, S. (abr. 2000). Age of soil organic matter and soil respiration: radiocarbon constraints on belowground c dynamics. *Ecological Applications*, 10(2), 399-411. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0399:AOSOMA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0399:AOSOMA]2.0.CO;2).

Tyson, R. V. (1995). *Sedimentary Organic Matter: organic facies and palynofacies*. London: Chapman & Hall.

Valência, E. P. E. (1993). *Datação por ^{14}C e razão isotópica $^{13}C/^{12}C$ de solos sob climas tropical e subtropical do Brasil*. (Dissertação de mestrado). Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.

Zetzsche, F. (1932). Die Sporopollenine. In G. Klein (Ed.), *Handbuch der Pflanzenanalyse* (v. 2, pp. 205-215), Viena: Springer-Verlag.

Zhang, W., Yan, H., Cheng, P., Lu, F., Li, M., Dodson, J., Zhou, W., & An, Z. (2016). Peatland development and climate changes in the Dajiuhu basin, central China, over the last 14,100 years. *Quat. Int.*, 425, 273-281. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2016.06.039>.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Alexandre Christofaro Silva

Os ecossistemas de turfeiras da SdEM se formaram pela combinação *sui generis* de fatores geológicos, geomorfológicos, pedológicos, hidrológicos e bióticos. Rochas quartzíticas pouco permeáveis na base de superfícies de aplainamento formadas por processos geomorfológicos possibilitaram, inicialmente, o acúmulo sazonal de sedimentos e água nas depressões dessas superfícies. Espécies vegetais adaptadas ao ambiente edáfico oligotrófico e a escassez hídrica sazonal, formada por matéria orgânica resiliente, rica em lignina e compostos metabólicos secundários como polifenóis (Breemen & Buurman, 2002), colonizavam essas depressões no período da estiagem. No período das chuvas as depressões ficavam alagadas e a vegetação padecia, aportando ao solo essa matéria orgânica resiliente. Ciclos anuais de seca/inundação nas depressões possibilitavam o acúmulo de matéria orgânica, uma vez que o ambiente oligotrófico e mais anóxico a cada ciclo, juntamente à resiliência da matéria orgânica, reduzem a atividade dos microrganismos decompositores. Esse acúmulo possibilitou a gênese dos organossolos que formam os ecossistemas de turfeiras.

Durante dezenas de milhares de anos esses ecossistemas foram se desenvolvendo e sendo ampliados, preservando *proxies* para a reconstituição ambiental, sequestrando cada vez mais carbono e aumentando sua capacidade de armazenar água (“efeito esponja”) e regular a vazão dos cursos d’água. Assim, a perenidade dos mais caudalosos rios da SdEM provavelmente foi mantida durante a maior parte desses milhares de anos.

Com a chegada dos colonizadores europeus, no século 18, esse quadro começou a mudar, sendo o ponto de partida da degradação desses ecossistemas. No início do século 19 o naturalista August de Saint-Hilaire já chamava atenção para o impacto de uma agricultura e pecuária sem tecnologia na SdEM, utilizando o fogo para estimu-

lar a brotação da vegetação herbácea para o gado e provocando a destruição da cobertura vegetal nativa.

A partir do final do século 19, a degradação foi sendo cada vez mais acelerada, até os dias atuais, primeiro quarto do século 21. Vários fatores contribuíram para acelerar a degradação pela antropização, como o aumento da população, o avanço tecnológico e os ciclos econômicos regionais. O crescimento populacional aumentou a demanda por alimentos e energia e a tecnologia possibilitou a mineração de áreas alagadas. Por fim, a decadência da mineração de diamantes, no final do século 20, pressionou a ocupação do entorno dos ecossistemas de turfeiras, uma vez que muitos garimpeiros mudaram de atividade, passando a ser agricultores. No século 21, a mineração de quartzito ornamental vem modificando a paisagem. Máquinas pesadas circulam na área de recarga de turfeiras, levando à sua degradação.

Pesquisadores da UFVJM e de outras instituições do Brasil e do exterior iniciaram os estudos desses ecossistemas no início do século 21. Assim, o conhecimento foi sendo construído, tanto no âmbito da reconstituição ambiental, como no da biodiversidade e no dos serviços ecossistêmicos. A partir de 2016, os serviços ecossistêmicos começaram a ser monitorados bimestralmente em dois desses ecossistemas situados no Chapadão do Couto: a turfeira do Rio Preto (protegida pelo Parque Estadual do Rio Preto) e a turfeira do Rio Araçuaí, pressionada pela antropização. Com o início do Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração “Turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional: serviços ecossistêmicos e biodiversidade” – PELD TURF (CNPq e Fapemig), em fevereiro de 2021, o monitoramento passou a ser mensal e a equipe foi ampliada. Mais de duas dezenas de pesquisadores brasileiros e estrangeiros passaram a colher dados de compartimentos do meio físico e do meio biótico nas mesmas turfeiras.

Os resultados de duas décadas de pesquisa apontam para direções divergentes. Por um lado, revelaram a importância desses ecossistemas para a biodiversidade, para o ciclo global do carbono, para os recursos hídricos regionais e para a reconstituição paleoambiental. Por outro lado, tornaram evidentes que a rápida degradação desses

ecossistemas, provocada principalmente pela antropização, pode comprometer irreversivelmente, no médio prazo, seus serviços ambientais, a biodiversidade e os estudos de reconstituição paleoambiental.

Assim, é premente o empoderamento das comunidades locais e regionais acerca da importância dos ecossistemas de turfeiras tanto para o ambiente, para a sócio-economia e para a qualidade de vida de suas populações, como para o planeta. O PELD TURF dá os primeiros passos nessa direção, com início de seus programas de Comunicação, com foco nas comunidades tradicionais e na população dos municípios de Diamantina, Couto de Magalhães, São Gonçalo do Rio Preto e Felício dos Santos, todos situados na Serra do Espinhaço Meridional e entorno, e que guardam relações profundas com as turfeiras. Estão sendo produzidos para divulgação nas escolas, para o setor público e privado e para o terceiro setor, vídeos e cartilhas, apresentando em linguagem simples e com imagens impactantes os serviços ecossistêmicos das turfeiras e suas relações de interdependência com as comunidades locais/regionais e com o planeta.

Outra ação será mobilizar os políticos da região para dar continuidade à tramitação na Assembleia Legislativa de Minas Gerais (AL-MG) do projeto de lei (PL n.º 3.062/2015) que trata da proteção integral dos ecossistemas de turfeiras no âmbito do estado de Minas Gerais.

Por fim, não poupar esforços para que os ecossistemas de turfeiras passem a fazer parte do Sistema de Classificação das Áreas Úmidas Brasileiras, por meio de ações estratégicas junto ao Ministério do Meio Ambiente, com apoio de cientistas, líderes comunitários, profissionais dos sistemas municipal, estadual e federal do meio ambiente, estudantes e autoridades.

“Passado, presente e futuro”, esse é o tempo no qual os ecossistemas de turfeiras da SdEM devem contribuir efetivamente para a vida no Planeta Terra.

Referências

Breemen, V. N., & Buurman, P. (2002). *Soil formation*. Springer Science & Business Media, 404p.

SOBRE OS AUTORES

Alexandre Christofaro Silva

Estágio de pós-doutorado na USC/Espanha. Doutor em Solos e Nutrição de Plantas (Esalq/USP). Mestre em Ciências (UFLA). Graduado em Engenharia Agrônômica (UFLA). Docente do Departamento de Engenharia Florestal na Faculdade de Ciências Agrárias da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM). Bolsista de Produtividade em Pesquisa (CNPq). Coordenador do Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração (CNPq e Fapemig) “Turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional: serviços ecossistêmicos e biodiversidade” (PELD TURF). Consultor do Programa da Organização das Nações Unidas “Global Peatlands Assessment” (GPA/ONU).

Orcid: 0000-0003-0418-6175

André Rodrigo Rech

Pós-doutorado em Biologia Vegetal pela UFU-Uberlândia. Doutor em Ecologia (Unicamp). Mestre em Botânica (Inpa). Graduado em Ciências Biológicas – Licenciatura (UFGD). Docente do curso de Licenciatura em Educação do Campo na Faculdade Interdisciplinar em Humanidades da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM). Coordenador do Centro de Estudos Avançados no Funcionamento de Sistema Ecológicos e Interações (Cafesin-Multiflor). Membro do Comitê Gestor da Rede Brasileira de Interações Planta-Polinizador (REBIPP).

Orcid: 0000-0003-4685-7483

Anete Pedro Lourenço

Docente no Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM). Bacharel e licenciada em Ciências Biológicas pela Universidade de São Paulo – Ribeirão Preto, com mestrado e doutorado em Genética pela FMRP-USP.

Orcid: 0000-0001-6929-7277

Anne Priscila Dias Gonzaga

Estágio de pós-doutorado na UFVJM, doutora em Engenharia Florestal (UnB), mestre em Engenharia Florestal (UFLA). Graduada em Ciências Biológicas (Unimontes), docente do curso de Licenciatura em Geografia na Faculdade de Interdisciplinar de Humanidades da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM).

Orcid: 0000-0001-9360-6498

Camila Rodrigues Costa

Engenheira Agrônoma pela Faculdade do Noroeste de Minas. Mestre e doutoranda em Produção Vegetal pela Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM).

Orcid: 0000-0001-8756-0307

Carlos Victor Mendonça Filho

Graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Minas Gerais (1990); mestrado em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre pela Universidade Federal de Minas Gerais (1995); e doutorado em Biologia Vegetal pela Universidade Estadual de Campinas (2002). Professor Titular da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri. Coordenador de Biodiversidade do Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração (CNPq e Fapemig) “Turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional: serviços ecossistêmicos e biodiversidade” (PELD TURF).

Orcid: 0000-0003-4152-9034

Christian Nathan da Silva Oliveira

Graduação em Ciências Biológicas (2015) e mestrado em Biologia Animal (2017) pela Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM). Professor da Educação Básica da Escola Estadual “Padre Augusto Horta”. Doutorando em Ciência Florestal pela UFVJM.

Orcid: 0000-0003-2265-8500

Cristiane Coelho Moura

Doutora e Mestre em Engenharia Florestal pela Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM). Graduada em Engenharia Florestal pela UFVJM, docente do Departamento de Ciências Florestais e da Madeira da Universidade Federal do Espírito Santo (Ufes).

Orcid: 0000-0001-6743-8638

Cristiano Christofaro Matosinhos

Doutor e mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos (UFMG). Bacharel em Ciências Biológicas (UFMG). Docente do Departamento de Engenharia Florestal na Faculdade de Ciências Agrárias da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM). Coordenador de Serviços Ecológicos do Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração (CNPq e Fapemig) “Turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional: serviços ecossistêmicos e biodiversidade” (PELD TURF).

Orcid: 0000-0002-9957-202X

Diego Tassinari

Engenheiro Agrônomo. Mestre e doutor em Ciência do Solo pela Universidade Federal de Lavras. Bolsista de pós-doutorado do projeto Pesquisa Ecológica de Longa Duração “Turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional: serviços ecossistêmicos e biodiversidade” (PELD-TURF) na Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri.

Orcid: 0000-0003-4701-9668

Evandro Luiz Mendonça Machado

Estágio de pós-doutorado na UnB, Doutor e Mestre em Engenharia Florestal (Ufla). Graduado em Engenharia Florestal pela Ufla, Docente do Departamento de Engenharia Florestal na Faculdade de Ciências Agrárias da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM). Curador do Herbário Dendrológico Jeanine Felfili (HDJF).

Orcid: 0000-0002-9301-5257

Fabiane Nepomuceno da Costa

Doutora em Ciências Biológicas, na área de Botânica (USP), mestre em Ciências Biológicas, área de Botânica (USP) e graduada em Ciências Biológicas (USP). Docente do Departamento de Ciências Biológicas na Faculdade de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM).

Orcid: 0000-0002-0297-4226.

Ingrid Horák-Terra

Pós-doutorado em Geoquímica (FURG); doutora e mestre em Solos e Nutrição de Plantas (Esalq/USP) com doutorado sanduíche na USC/Espanha; graduada em Engenharia Florestal (UFVJM); docente do Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM); coordenadora da Comissão 1.4. Paleopedologia e membro titular da Comissão 1.1. Gênese e Morfologia, ambas da Divisão I – Solo no Espaço e no Tempo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.

Orcid: 0000-0002-5078-5366

Simone Nunes Fonseca

Mestre em Engenharia Florestal (UFVJM). Graduada em Engenharia Florestal (UnB), analista ambiental do Parque Nacional das Sempre-Vivas - Parna das Sempre Vivas/ICMBio.

Orcid: 0000-0001-9549-6456

Thaís Ribeiro Costa

Estágio de pós-doutorado na Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM). Doutora e Mestre em Engenharia Florestal pela UFVJM. Graduada em Engenharia Florestal pela UFVJM.

Orcid: 0000-0001-7585-122X

Uidemar Moraes Barral

Doutor em Produção Vegetal (UFVJM); mestre em Produção Vegetal (UFVJM); graduado em Engenharia Agrônômica (UFVJM); e docente do Instituto de Geociências da Universidade de Brasília (UnB).

Orcid: 0000-0002-6876-2883