



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS**

**LETÍCIA GONÇALVES RIBEIRO**

**COMUNIDADE DE ARTRÓPODES DO SOLO COMO  
BIOINDICADORES DO PROCESSO DE RESTAURAÇÃO EM  
ÁREAS AFETADAS POR REJEITO DE MINERAÇÃO DE  
FERRO**

**LAVRAS – MG**

**2022**

**LETÍCIA GONÇALVES RIBEIRO**

**COMUNIDADE DE ARTRÓPODES DO SOLO COMO BIOINDICADORES DO  
PROCESSO DE RESTAURAÇÃO EM ÁREAS AFETADAS POR REJEITO DE  
MINERAÇÃO DE FERRO**

Dissertação apresentada à  
Universidade Federal de Lavras,  
como parte das exigências do  
Programa de Pós-Graduação em  
Ciência do Solo, área de  
concentração em Biologia,  
Microbiologia e Processos  
Biológicos do Solo, para  
obtenção do título de Mestre.

Dr. Marco Aurélio Carbone Carneiro  
Orientador

Dr. Cássio Alencar Nunes  
Coorientador

**LAVRAS – MG  
2022**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca  
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Ribeiro, Letícia Gonçalves.

Comunidade de artrópodes do solo como bioindicadores do  
processo de restauração em áreas afetadas por rejeito de mineração  
de ferro / Letícia Gonçalves Ribeiro. - 2022.

73 p. : il.

Orientador: Marco Aurélio Carbone Carneiro.

Coorientador: Cássio Alencar Nunes.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de  
Lavras, 2022.

Bibliografia.

1. Fundão. 2. Fauna do solo. 3. Macrofauna. I. Carbone  
Carneiro, Marco Aurélio. II. Nunes, Cássio Alencar. III. Título.

**LETÍCIA GONÇALVES RIBEIRO**

**COMUNIDADE DE ARTRÓPODES DO SOLO COMO BIOINDICADORES DO  
PROCESSO DE RESTAURAÇÃO EM ÁREAS AFETADAS POR REJEITO DE  
MINERAÇÃO DE FERRO**

**SOIL ARTHROPODS AS BIOINDICATORS OF THE RESTORATION PROCESS IN  
AREAS AFFECTED BY IRON MINING TAILINGS**

Dissertação apresentada à  
Universidade Federal de  
Lavras, como parte das  
exigências do Programa de  
Pós-Graduação em Ciência do  
Solo, área de concentração em  
Biologia, Microbiologia e  
Processos Biológicos do Solo,  
para obtenção do título de  
Mestre.

APROVADA em 30 de setembro de 2022

Dr. Danilo Bandini Ribeiro – Universidade Federal do Mato Grosso do Sul

Dr. Antônio César de Medeiros Queiroz – Universidade Federal de Lavras



Dr. Marco Aurélio Carbone Carneiro

Orientador

Dr. Cássio Alencar Nunes

Coorientador

**LAVRAS – MG**

**2022**

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer aos meus pais, Hécio e Elenita, por todo apoio e carinho ao longo desses anos.

Ao meu orientador, Marco Aurélio Carbone Carneiro, pela oportunidade, confiança, suporte e aprendizado compartilhado, além de todo o esforço para que o projeto pudesse ser realizado.

Ao meu coorientador, Cássio Alencar Nunes, por ter aceitado embarcar nesse projeto e por todas contribuições e conhecimento compartilhado.

À Universidade Federal de Lavras pela oportunidade e vivência.

Às instituições financiadoras, Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa (Código de Financiamento 001), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e a Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo apoio financeiro.

À minha companheira de laboratório, Kátia Augusta Vaz, pela ajuda ao longo de todas as etapas do projeto e pela companhia agradável durante as várias horas de laboratório e campo que passamos juntas.

Ao pós-doutorando Jessé Valentim dos Santos, por todo suporte, conhecimento e filosofias compartilhadas, além de todo bom humor que suavizou os momentos mais tensos do mestrado.

À professora Aline de Oliveira Silva, por estar sempre disposta a ajudar e compartilhar conhecimento, além de toda paciência e conselhos ao longo desses dois anos.

Ao professor Júlio Neil Cassa Louzada, pelas contribuições e ideias para o projeto, além de disponibilizar a utilização do Laboratório de Ecologia e Conservação de Invertebrados.

Ao pós-doutorando Éder Batista, por todo conhecimento estatístico compartilhado e pelas contribuições no projeto.

Aos meus queridos colegas de laboratório e departamento, Paulo, Davi, Aline, Jessyca, Rayner, Layane, Letícia, Marina, Marisângela, Karina, Tamires, Larissa, Beatriz, Josy, Bruna, e Laíne pela companhia e por toda ajuda durante o mestrado.

Ao pesquisador Antônio Domingos Brescovit, pela disponibilidade e contribuição na identificação das aranhas.

Ao doutorando Ícaro Wilker, pelo material compartilhado que contribuiu de forma significativa na identificação das formigas.

À Fundação Renova pelo acompanhamento durante as coletas de campo.

Aos moradores de Mariana, Dona Margarida e João, pela simpatia e autorização das coletas em sua propriedade.

À minha querida amiga Mayra, pela companhia, passeios, conversas e desabafos nesses últimos dois anos.

Aos meus colegas de república, Mariane, Davi, Júlio, Carina e Delane pela companhia.

Ao meu namorado e grande amigo, Mateus de Melo Dias, pela companhia, paciência, apoio e por deixar meus dias mais alegres, além das contribuições no texto e na elaboração do mapa do projeto.

A todos que de alguma forma contribuíram para a execução de projeto.

**Obrigada!**

## RESUMO GERAL

A barragem de Fundão, localizada no município mineiro de Mariana, Brasil, se rompeu em novembro de 2015 liberando cerca de 43 milhões de m<sup>3</sup> de rejeito de mineração de ferro no ambiente. Grande parte do rejeito ficou depositado na zona ripária do rio Gualaxo do Norte, que fica situado a jusante da barragem de Fundão. Essa região encontra-se em processo de restauração ecológica desde o início de 2016 e com esse processo, espera-se um retorno gradual dos componentes do ecossistema, incluindo os artrópodes do solo. Esses organismos tendem a refletir as condições ambientais, visto que, eles se relacionam com a vegetação, o solo e a serrapilheira. Além disso, os artrópodes apresentam diversas características morfológicas e ecológicas que fundamentam seu uso como bioindicadores. Nesse contexto, esta dissertação teve como objetivo avaliar a resposta da comunidade de artrópodes diante do processo de restauração na zona ripária do rio Gualaxo do Norte. Este estudo foi dividido em duas partes, na primeira é apresentado um referencial bibliográfico contextualizando o rompimento da barragem de Fundão, seus impactos ambientais e o processo de restauração. Além disso, o referencial traz informações a respeito da comunidade de artrópodes que habita o solo e fundamenta seu uso como um bioindicadores do processo de restauração. Na segunda parte apresentamos o artigo produto do projeto de dissertação, em que utilizamos armadilhas do tipo *pitfall* para coleta de artrópodes e avaliamos a composição, potenciais espécies indicadoras, diversidade de espécies e a abundância de grupos funcionais como variáveis resposta da comunidade artrópodes. Também se utilizou variáveis ambientais relacionadas a vegetação (densidade do sub-bosque), serrapilheira (peso e diversidade) e solo (atributos físicos, químicos e biológicos) como variáveis explanatórias para a riqueza de artrópodes. Para comparação dos resultados, utilizamos uma zona ripária com mata ciliar nativa como referência e foi possível verificar que a zona ripária do rio Gualaxo do Norte que está em processo de restauração ainda apresenta uma composição de espécies diferente, porém uma maior riqueza de espécies, que pode estar relacionada a colonização por espécies das áreas adjacentes. Através da relação das variáveis ambientais com a composição e riqueza de espécies, foi possível constatar quais variáveis ambientais apresentaram um efeito significativo e que podem ser trabalhadas a fim de estimular o reestabelecimento da comunidade de artrópodes. Espera-se que os resultados obtidos nesta dissertação possam auxiliar no monitoramento e desenvolvimento de diferentes estratégias no processo de restauração da zona ripária do rio Gualaxo do Norte, como a identificação de variáveis ambientais que interfiram na comunidade de artrópodes e possam ser manejadas visando seu reestabelecimento. Além de contribuir não só para o reestabelecimento da comunidade de artrópodes, mas dos componentes do ecossistema como um todo.

**Palavras-chave:** Fundão, fauna do solo, macrofauna, entomofauna, mineração.

## GENERAL ABSTRACT

The Fundão dam, located in the Minas Gerais municipality of Mariana, Brazil, failed in November 2015, releasing around 43 million m<sup>3</sup> of iron mining tailings into the environment. A large part of the tailings was deposited in the riparian zone of the Gualaxo do Norte River, which is located downstream of the Fundão dam. This region has been in the process of ecological restoration since the beginning of 2016 and with this process, a gradual return of ecosystem components is expected, including soil arthropods. These organisms tend to reflect environmental conditions as they relate to vegetation, soil, and litter. In addition, arthropods have several morphological and ecological characteristics that support their use as bioindicators. In this context, this dissertation aimed to evaluate the response of the arthropod community to the restoration process in the riparian zone of the Gualaxo do Norte River. The dissertation was divided into two parts, the first presents a bibliographic reference contextualizing the Fundão dam failure, its environmental impacts and the restoration process. The dissertation was separated into two parts, first part presents a bibliographic reference contextualizing the Fundão dam failure, its environmental impacts, and the restoration process. In addition, the reference provides information about the arthropod community that inhabits the soil and supports its use as a bioindicator of the restoration process. In the second part, we present the article product of the dissertation project, in which we used pitfall traps to collect arthropods and evaluated the composition, potential indicator species, species diversity, and abundance of functional groups as response variables of the arthropod community. Environmental variables related to vegetation (understory density), litter (weight and diversity), and soil (physical, chemical, and biological attributes) also were used as explanatory variables for the richness of arthropods. To compare the results, we used a riparian zone with native riparian forest as a reference and it was possible to verify that the riparian zone of the Gualaxo do Norte River, which is in the process of restoration, still has a different species composition, but a higher species richness, which may be related to colonization by species from adjacent areas. Through the relationship of environmental variables with the composition and richness of species, it was possible to verify which environmental variables had a significant effect and which can be worked on to stimulate the re-establishment of the arthropod community. It is expected that results obtained in this dissertation can help in the monitoring and development of different strategies in the restoration process of the riparian zone of the Gualaxo do Norte River, such as the identification of environmental variables that interfere in the arthropod community and can be managed to aim at its re-establishment. In addition to contributing not only to the restoration of the arthropod community, but of the components of the ecosystem as a whole.

**Keywords:** Fundão, macrofauna, soil fauna, mining.



## SUMÁRIO

### PRIMEIRA PARTE

<b>1. INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>10</b>
<b>2. REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO.....</b>	<b>11</b>
<b>2.1 O rompimento da barragem de Fundão em Mariana.....</b>	<b>11</b>
2.1.1. Impactos ambientais.....	14
2.1.2. Atributos dos solos nas áreas impactadas pelo rejeito.....	15
2.1.3. Processo de restauração ecológica das áreas impactadas.....	17
<b>2.2 Os artrópodes do solo.....</b>	<b>20</b>
2.2.1 Os artrópodes do solo como bioindicadores.....	23
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>25</b>

### SEGUNDA PARTE

<b>ARTIGO.....</b>	<b>34</b>
<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>36</b>
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>38</b>
<b>2.1. Área de estudo.....</b>	<b>38</b>
<b>2.2. Delineamento amostral.....</b>	<b>38</b>
2.2.1. Coleta de Artrópodes.....	40
2.2.2 Triagem e identificação dos artrópodes.....	40
2.2.3 Amostragem das variáveis ambientais.....	41
2.2.4. Análise das variáveis ambientais.....	41
<b>2.3. Análises estatísticas.....</b>	<b>42</b>
<b>3. RESULTADOS.....</b>	<b>43</b>
<b>3.1 Composição da comunidade de artrópodes.....</b>	<b>44</b>
3.1.1 Abundância de táxons.....	44
3.1.2 Análise de escalonamento multidimensional não métrico.....	45
<b>3.2 Índice de espécies indicadoras.....</b>	<b>47</b>
<b>3.3 Diversidade de artrópodes.....</b>	<b>48</b>
<b>3.4 Grupos funcionais de artrópodes.....</b>	<b>49</b>
<b>3.5 Efeito das variáveis ambientais na diversidade de artrópodes.....</b>	<b>50</b>
<b>4. DISCUSSÃO.....</b>	<b>51</b>
<b>4.1 Composição da comunidade de artrópodes.....</b>	<b>51</b>
4.1.1 Abundância de táxons.....	51

4.1.2 Análise de escalonamento multidimensional não métrico.....	52
4.2 Índice de espécies indicadoras.....	53
4.3 Diversidade de artrópodes.....	54
4.4 Grupos funcionais de artrópodes.....	54
4.5 Efeito das variáveis ambientais na diversidade de artrópodes.....	55
4.6 O processo de restauração.....	55
<b>5. CONCLUSÃO.....</b>	<b>56</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>57</b>
<b>MATERIAL SUPLEMENTAR.....</b>	<b>66</b>

## PRIMEIRA PARTE

### 1. INTRODUÇÃO GERAL

No dia de 5 novembro de 2015 ocorreu o rompimento da barragem de Fundão no município mineiro de Mariana, Brasil, que liberou cerca de 43 milhões de m<sup>3</sup> de rejeito de mineração de ferro no ambiente (AUGURTO-DETZEL et al., 2016). O rejeito percorreu um trajeto de mais de 600 km ao longo dos rios que integram a Bacia do Rio Doce, até atingir o seu estuário no Oceano Atlântico, no município de Linhares, Espírito Santo (IBAMA, 2015). O desastre comprometeu habitats aquáticos e terrestres ao longo do percurso, eliminando grande parte da capacidade regenerativa dos ecossistemas impactados (CARMO et al., 2017; SANTOS et al., 2019). As áreas afetadas estão inseridas de forma majoritária no bioma Mata Atlântica, considerado um *hotspot* da biodiversidade mundial e, portanto, se encontrava altamente devastado devido à pressão de atividades antrópicas (MYERS et al., 2000; GARCIA et al., 2017).

A deposição de rejeito alterou os atributos dos solos das áreas impactadas, formando um novo ambiente com recursos e condições distintas dos solos adjacentes que não foram atingidos (SCHAEFER et al., 2016). Os solos das áreas impactadas possuem atributos físicos e químicos limitantes para o reestabelecimento da vegetação, como alto teor de silte, elevada densidade, baixa capacidade de retenção de água, elevado pH, além de baixo teor de matéria orgânica e de nutrientes disponíveis (SILVA et al., 2016; ANDRADE et al., 2018; MATOS et al., 2020; SILVA et al., 2021). Tais alterações também prejudicaram os atributos biológicos do solo, reduzindo a biomassa e a atividade da comunidade microbiana, que é responsável por uma série de processos chave no ecossistema, como a mineralização da matéria orgânica e a ciclagem de nutrientes (BATISTA et al., 2020, 2021).

O rio Gualaxo do Norte foi fortemente atingido pela onda de lama que se sucedeu após o rompimento, pois está situado logo a jusante da barragem de Fundão, tendo 90% de sua zona ripária diretamente impactada (FERNANDES et al., 2017; MAY et al., 2020). Os ecossistemas ripários são essenciais para manutenção da biodiversidade, além de contribuir diretamente na qualidade das redes hidrológicas, regulando a entrada de nutrientes e controlando a erosão do solo (FERNÁNDEZ-ALÁEZ et al., 2005; SINGH et al., 2021). Diante disso, a restauração das zonas ripárias afetadas é de extrema importância para o reestabelecimento do ecossistema que foi comprometido.

Logo após o rompimento da barragem de Fundão, medidas emergenciais e compensatórias foram adotadas para conter o rejeito e foi dado início ao processo de restauração com a revegetação das áreas afetadas utilizando espécies de gramíneas e leguminosas (TTAC, 2016). Mais de seis anos se passaram desde o início desse processo e, à medida que ocorre a sucessão da vegetação é esperado um retorno gradual dos componentes do ecossistema, incluindo a recolonização dessas áreas pela fauna edáfica (FAUCON et al., 2017).

A fauna edáfica pode ser classificada de acordo com o tamanho corporal, sendo dividida em macrofauna (2-20 mm de largura), mesofauna (0,01-2 mm de largura) e microfauna (<0,01 mm de largura) (SWIFT et al., 1979). A macrofauna é composta principalmente pelos artrópodes, que estão envolvidos na execução de diversos serviços ecossistêmicos, como a decomposição e o transporte de matéria orgânica, além da estruturação do solo através do processo de bioturbação (BARRIOS, 2007; WINDING, et al., 2020). Diante da sua forte relação com as características físicas e químicas do solo e da vegetação, esses organismos são sensíveis a mudanças no ambiente podendo apresentar respostas como a redução na riqueza e abundância e alterações na composição de espécies (COYLE et al., 2017). Além disso, os artrópodes são simples de serem amostrados em grandes números, se tornando ideais para estudos que focam na riqueza e abundância de espécies, possibilitando a comparação de comunidades entre diferentes ambientes (GERLACH et al., 2013). Dessa forma, a avaliação da recolonização dos artrópodes edáficos em áreas em processo de restauração pode fornecer informações importantes sobre o retorno dos processos ecossistêmicos e da complexidade das redes tróficas (VASCONCELLOS et al., 2013; GHOLAMI et al., 2016). Portanto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a resposta da comunidade de artrópodes diante do processo de restauração na zona ripária do rio Gualaxo do Norte, no município de Mariana.

## **2. REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO**

### **2.1. O rompimento da barragem de Fundão em Mariana**

O Brasil é o segundo maior produtor de minérios de ferro do mundo e alguns estados do país são economicamente dependentes das atividades de mineração, como Minas Gerais e Pará (TUCK et al., 2017; MILANEZ et al., 2019). A mineração e o processamento de recursos minerais têm um efeito ambíguo na sociedade, por um lado há os benefícios econômicos relacionados a produção e geração de empregos, mas por outro lado, é uma atividade que causa um grande impacto socioambiental (ZHANG; WANG, 2020). A mineração altera a paisagem

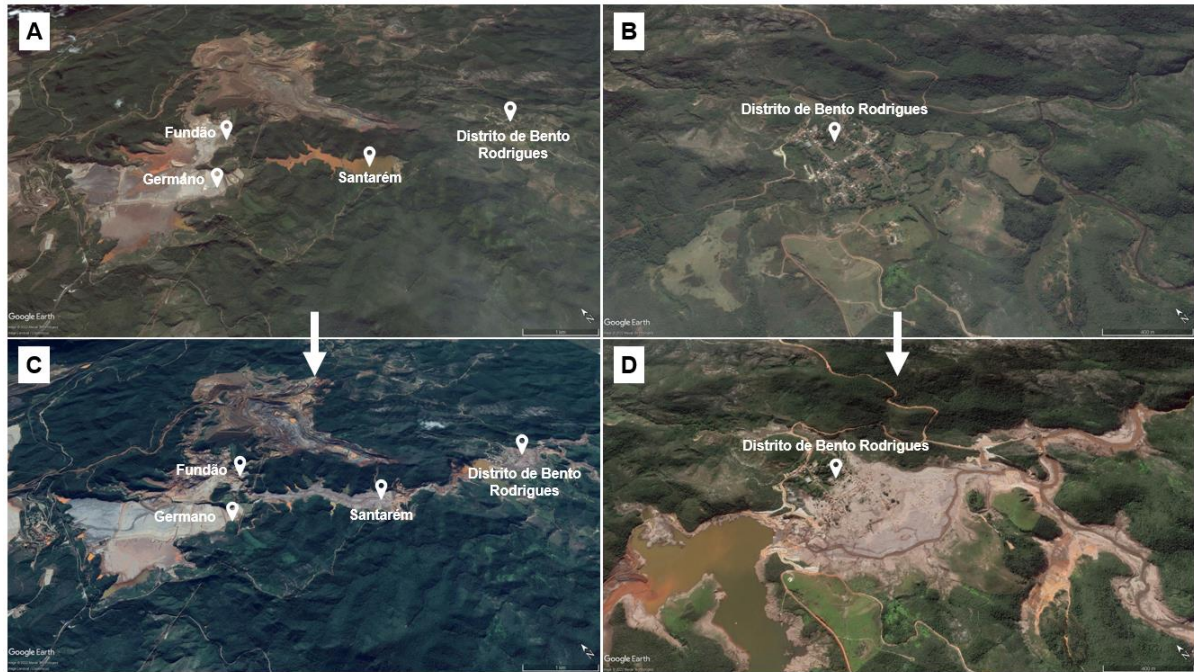
e a estrutura do solo, além de comprometer processos essenciais para o equilíbrio do ecossistema, como a ciclagem de nutrientes (SHEORAN et al., 2010).

Os rejeitos provenientes das atividades de mineração são uma preocupação em particular, pois são gerados em grande quantidade e podem apresentar elementos potencialmente tóxicos (NGOLE-JEME; FANTKE, 2017). Os rejeitos são subprodutos resultantes de todo o processo da mineração que envolve desde a extração até o processamento do minério (LOTTERMOSER, 2010). Normalmente esses rejeitos são armazenados em barragens que são frequentemente construídas próximas ao local da mina e em encostas íngremes utilizando o material grosseiro derivado do processo de mineração (AZAM et al., 2017).

O armazenamento dos rejeitos deve ser feito de forma segura e respeitando as normas vigentes dos órgãos ambientais (IBAMA, 1990). Porém as barragens de rejeitos estão propensas a falhas que ocorrem, principalmente, devido a um planejamento mal executado em sua construção ou pela falta de manutenção (RICO et al., 2008). Tais falhas na estrutura da barragem podem levar ao colapso interno e o cisalhamento na estrutura de contenção, que é capaz de ocasionar um fluxo de lama em movimento rápido e com a possibilidade de correr a jusante por vários quilômetros causando efeitos desastrosos (SANTAMARINA et al., 2019).

Em novembro de 2015 ocorreu o maior desastre ambiental do Brasil quando a barragem de Fundão, que continha rejeito de mineração de ferro, se rompeu no município de Mariana, região central de Minas Gerais (AGURTO-DETZEL et al., 2016). A barragem de Fundão, juntamente com as barragens de Santarém e Germano, faz parte de um complexo extrativo e beneficiador de minério de ferro, chamado de Complexo da Alegria, que na época do rompimento estava sob concessão da empresa Samarco Mineração/SA (FIGURA 1A) (SCHAEFER et al., 2015). O rompimento da barragem de Fundão gerou uma onda de lama que liberou cerca de 43 milhões de m<sup>3</sup> de rejeito no ambiente acarretando sérios danos ambientais e socioeconômicos (FIGURA 2B) (CARMO et al., 2017).

**Figura 1** - Disposição das barragens de rejeito de Germano, Fundão e Santarém (A) e distrito de Bento Rodrigues antes (B) e depois do rompimento da barragem de Fundão (C-D).



Fonte: Google Earth (2022).

Em janeiro de 2019 ocorreu outra grande catástrofe relacionada a barragens de rejeito de mineração. A Barragem BI da Mina Córrego do Feijão, que é de concessão da empresa Vale, se rompeu no município de Brumadinho, também em Minas Gerais (PEREIRA et al., 2019). Os municípios de Brumadinho e Mariana estão inseridos na região do Quadrilátero Ferrífero, que é conhecida pelo seu grande potencial para exploração de ferro, manganês e ouro e consequentemente abriga uma intensa atividade de mineração (PRADO, et al., 2019). De acordo com o Departamento Nacional de Produção Mineral (2015) existem 662 barragens de rejeito no Brasil e pelo menos 126 apresentam instabilidade devido à extrapolação de sua capacidade total, sendo vulneráveis a falhas nos próximos anos (GUERRA et al., 2017).

Uma revisão conduzida por Islam e Murakami (2021) analisou os impactos de rompimentos de barragens de rejeito dos últimos 100 anos em uma escala global. O rompimento das barragens de rejeito de mineração de ferro de Fundão e Córrego do Feijão estão entre os três rompimentos de maior magnitude do mundo, com valores entre 24 e 62 na escala que mede a magnitude do rompimento, sendo que a média global fica entre 0,006 e 1,2. A magnitude do rompimento das barragens de rejeito indica a severidade do rompimento considerando três parâmetros: a quantidade de rejeito liberado no ambiente, o escoamento do rejeito liberado e a perda de vidas humanas em decorrência do rompimento. No caso da barragem de Fundão em

Mariana, a magnitude do rompimento foi 62 vezes mais forte que a média histórica de rompimentos considerando esses três parâmetros, sendo classificado como rompimento de maior magnitude do mundo nos últimos 100 anos (ISLAM; MURAKAMI, 2021).

### **2.1.1. Impactos ambientais**

Após o rompimento da barragem de Fundão, o rejeito de mineração de ferro atingiu a barragem de Santarém a jusante causando seu galgamento e forçando a passagem de uma onda de lama por 55 km ao longo do rio Gualaxo do Norte, até desaguar no rio Carmo e percorrer outros 22 km até seu encontro com o rio Doce (IBAMA, 2015). A onda de lama afetou redes hidrológicas ao longo de 663,2 km da Bacia do Rio Doce, passando pelos estados de Minas Gerais (MG) e Espírito Santo (ES), até atingir sua foz na Costa Atlântica, em Linhares (ES), afetando também o ambiente marinho (INPE, 2015). Ao longo do percurso, a lama soterrou habitats aquáticos e terrestres, eliminando grande parte da capacidade regenerativa dos ecossistemas (FERNANDES et al., 2016).

Historicamente a Bacia do Rio Doce esteve centrada em atividades econômicas relacionadas à exploração de recursos naturais como a mineração, além de uma intensa ocupação antrópica, levando a degradação generalizada do ambiente (ESPINDOLA et al., 2015). A Bacia do Rio Doce tem 98% de seu território inserido no bioma da Mata Atlântica, considerado um *hotspot* da biodiversidade mundial e se encontra altamente ameaçado pela ocupação e atividade antrópica (GARCIA et al., 2016).

Para agravar a situação desta região que já se encontrava altamente degradada, a onda de rejeito proveniente do rompimento da barragem de Fundão destruiu cerca de 1289 ha de vegetação, sendo 457,6 ha de remanescentes da Mata Atlântica (OMACHI et al., 2018; SILVA-JUNIOR et al., 2018). A supressão da vegetação resulta na perda de habitat e recursos para a fauna e flora local, além de que, a vegetação dessas áreas se encontrava em zonas ripárias, exercendo um papel essencial no ecossistema, como o controle da erosão e impedindo o assoreamento dos rios (IBAMA, 2015; CARMO et al., 2017; RIIS, 2020). O rejeito alterou a qualidade da água dos rios impactados e do estuário, comprometendo desde microrganismos bentônicos até a ictiofauna (ANDRADES et al., 2020; COUTO et al., 2021).

Todos esses fatores resultam na perda de biodiversidade das áreas afetadas e podem comprometer a execução dos serviços ecossistêmicos (WINDING et al., 2020). Os serviços ecossistêmicos são funções exercidas pela biodiversidade advinda dos ecossistemas naturais e afetam de forma positiva a vida humana, como a polinização realizada por insetos e o sequestro de carbono realizado pelas florestas (DAILY, 2003). A perda dos serviços ecossistêmicos nas

áreas afetadas pelo rompimento da barragem de Fundão foi avaliada em cerca de U\$ 521 milhões por ano e afetou cerca de um milhão de pessoas (GARCIA et al., 2017). Devido ao grande volume e a composição do rejeito depositado no ambiente, a restauração das áreas afetadas e das interações ecológicas mais complexas podem demorar décadas, além de que, os impactos a longo prazo do rejeito no ambiente são pouco estudados e compreendidos (FERNANDES et al., 2016, ISLAM; MURAKAMI, 2021).

### **2.1.2. Atributos dos solos nas áreas impactadas pelo rejeito**

A passagem da onda de lama com alta energia cinética arrastou o horizonte A dos solos às margens dos rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce, gerando uma intensa mistura do rejeito com a camada superficial dos solos nas áreas impactadas (SCHAEFER et al., 2016). A deposição desse material na zona ripária constitui um novo ambiente que é formado por um solo com diferentes atributos físicos, químicos e biológicos, dificultando o restabelecimento inicial da vegetação e das comunidades biológicas (FIGURA 2A) (FERNANDES et al., 2016). Assim, os solos das áreas que não foram impactadas pela deposição de rejeito são considerados uma referência nos estudos de monitoramento (FIGURA 2B) (SILVA et al., 2021).



**Figura 2** - Solo impactado pela deposição de rejeito de mineração de ferro (A) e solo não impactado de uma área adjacente (B), ambos localizados em Mariana, Minas Gerais.



**Fonte:** Da autora (2021).

O solo das áreas impactadas pela deposição de rejeito apresenta baixo teor de argila, predomínio de areia e silte, elevada densidade e baixa porosidade em relação ao solo referência (SILVA et al., 2016). O predomínio de silte, que é uma partícula de granulometria pequena (0,002-0,053 mm) acarreta o entupimento dos poros do solo que resulta no selamento superficial, prejudicando a infiltração de água e a circulação de nutrientes (SEGURA et al., 2016). Tais propriedades físicas e mineralógicas resultam em elevada densidade, selamento superficial e baixa capacidade de retenção de água, prejudicando assim o reestabelecimento da vegetação (ALMEIDA et al., 2018; SANTOS et al., 2019; MATOS et al., 2020).

Com relação aos atributos químicos, o solo das áreas impactadas possuem baixa capacidade de troca de cátions (CTC), elevado pH, baixo teor de matéria orgânica e de nutrientes disponíveis (SILVA et al., 2016; BATISTA et al., 2020; SILVA et al., 2021). Tais alterações nos atributos químicos do solo implicam em limitações nutricionais para o desenvolvimento das plantas. Foram registrados aumentos nos teores de Fe, Al, Mn, Cu e Cr nos solos das áreas impactadas, que são elementos comuns na constituição dos rejeitos de mineração de ferro (SEGURA et al., 2016; SILVA et al., 2021). Esses elementos foram depositados ao longo da Bacia do Rio Doce, mas estão associados a formas pouco biodisponíveis para absorção (QUEIROZ et al., 2018; DAVILA et al., 2020). Também foi detectado um aumento nas concentrações de amínia e Na, que são derivados do processo de flotação reversa (SANTOS et al., 2019). Esse processo é utilizado no beneficiamento do

minério de ferro, gerando um rejeito rico nesses produtos e que posteriormente são armazenados nas barragens (ARAÚJO et al., 2010). Em elevadas concentrações, esses elementos podem induzir efeitos tóxicos nas plantas, reduzindo as taxas de germinação (SILVA et al., 2016; COELHO et al., 2020).

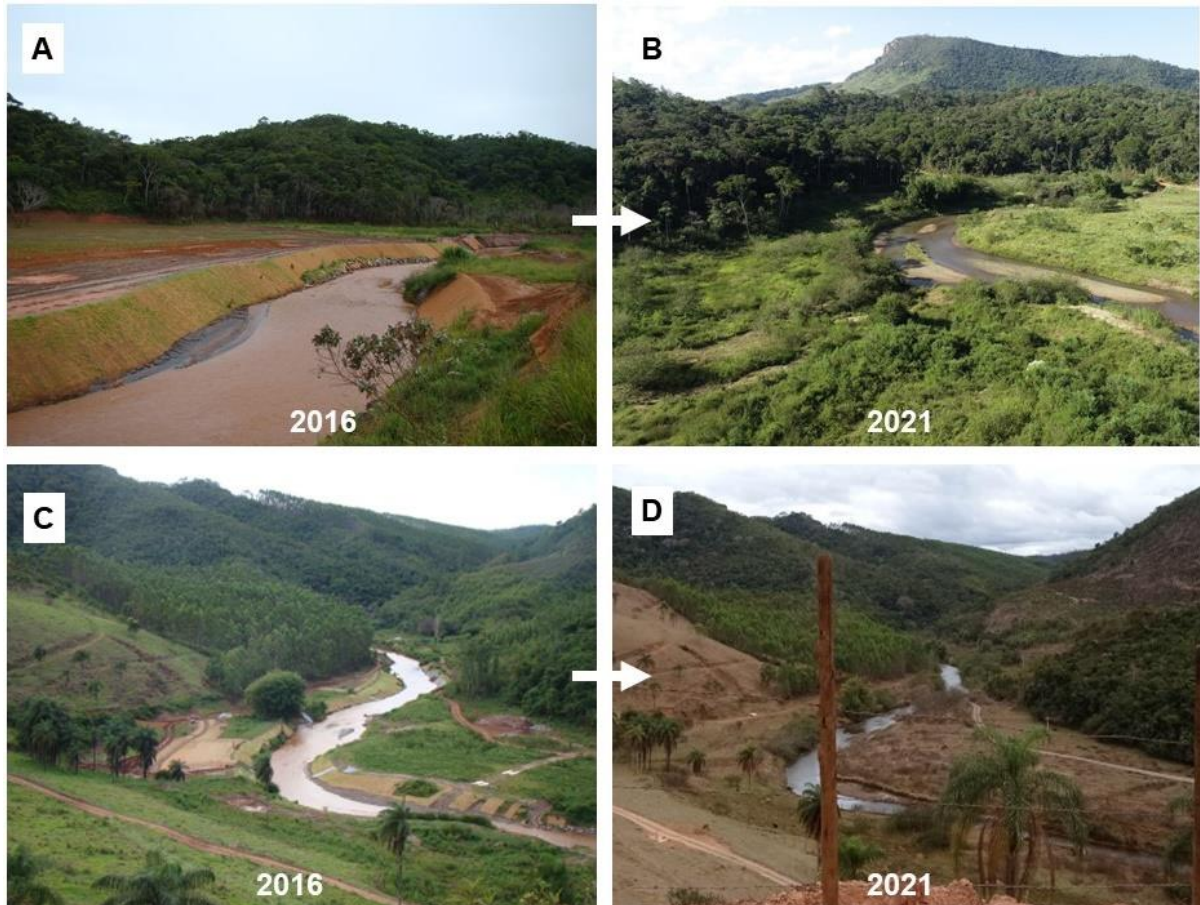
Os atributos biológicos do solo estão envolvidos em relações complexas e em processos chave no funcionamento do ecossistema, e por isso, são mais sensíveis a agentes estressantes do que os atributos físicos e químicos, revelando com maior antecedência as alterações que ocorrem no ambiente (RITZ et al., 2009; SILVA et al., 2020). Diversos estudos avaliaram a comunidade de microrganismos e sua atividade metabólica nas áreas impactadas pelo rejeito de Fundão (SEGURA et al., 2016; SANTOS et al., 2019; PRADO et al., 2019; COUTO et al., 2020; GIONGO et al., 2020; JORDÃO et al., 2021, SILVA et al., 2021). De forma geral, os atributos físicos e químicos encontrados nos solos das áreas impactadas, como elevada densidade, baixo teor de matéria orgânica e elevado pH, diminuíram a biomassa e atividade microbiana, comprometendo processos importantes desempenhados pelos microrganismos, como a ciclagem de nutrientes (BATISTA et al., 2020).

### **2.1.3. Processo de restauração ecológica das áreas impactadas**

De acordo com a Sociedade para Restauração Ecológica (SER), a restauração é o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído (MC DONALD et al., 2016; PALMER et al., 2016). As atividades de restauração colocam o ecossistema em uma trajetória de recuperação para que este possa sustentar-se e para que suas espécies possam se adaptar e evoluir.

Devido aos danos ambientais e socioeconômicos provenientes do rompimento da barragem de Fundão, um Termo de Transação e Ajustamento de Conduta (TTAC) foi assinado entre a União, os estados de MG e ES e a Samarco/Vale/BHP no ano de 2016. Através do TTAC (2016), foi criada a Fundação Renova com a finalidade de restauração e compensação dos impactos gerados na Bacia do Rio Doce. Foi estabelecido que a Fundação Renova deveria realizar a revegetação emergencial e temporária das áreas afetadas pela deposição de rejeito utilizando espécies de gramíneas e leguminosas em um prazo de quatro anos, com mais seis anos complementares de manutenção (FIGURA 3).

**Figura 3** - Revegetação emergencial em duas áreas da zona ripária do rio Gualaxo do Norte no primeiro ano de plantio (A-C) e seis anos depois (B-D) .



**Fonte:** A e C - Jessé V. dos Santos (2016); B - Ingrid Santana (2021); D - Da autora (2021).

Como medida compensatória, e não emergencial, foi estabelecido pelo TTAC a restauração de 40.000 ha de áreas de preservação permanente (APP) no prazo de dez anos. Sendo que 10.000 ha seriam para restauração de forma ativa por meio de reflorestamento com espécies nativas e 30.000 ha de forma passiva através da facilitação da regeneração natural (TTAC, 2016). A revegetação é considerada a melhor estratégia para a restauração de grandes áreas degradadas, pois permite o retorno gradual dos serviços ecossistêmicos à medida que ocorre a sucessão da vegetação (FAUCON et al., 2017).

Cerca de 90% do rejeito liberado ficou retido em um trecho de 120 km entre a barragem de Fundão e a Usina Hidrelétrica (UHE) de Risoleta Neves (antiga UHE Candonga), concentrando os impactos mais severos nesse trecho (CARMO et al., 2017). Diante disso, foi estabelecido que a Renova deveria realizar a regularização de calhas, margens e controle de

processos erosivos nos rios Gualaxo do Norte, do Carmo e Doce à montante da UHE Risoleta Neves (TTAC, 2016).

Mais de seis anos se passaram desde o rompimento da barragem de Fundão e foram realizados alguns estudos sobre o processo de restauração das áreas impactadas. O plantio emergencial de gramíneas e leguminosas mostrou uma melhor resposta em relação a regeneração natural (MARTINS et al., 2021), além de ter estimulado a diversidade de fungos micorrízicos arbusculares (PRADO et al., 2019). A revegetação emergencial também contribuiu para reduzir os teores de Mn e Fe e a turbidez da água atribuídos ao rejeito de mineração de ferro no rio Gualaxo do Norte (SANTANA et al., 2021).

O processo de regeneração natural e o plantio de espécies arbóreas tem encontrado dificuldades para se estabelecer devido às alterações no ambiente causadas pela deposição de rejeito e, principalmente, pela baixa capacidade do sistema radicular aprofundar-se no perfil do solo, ocasionando a queda de árvores (FIGURA 4) (CAMPANHARO et al., 2021; CORDEIRO et al., 2021). Esses fatores resultam em uma baixa resiliência da vegetação natural. Porém, alguns estudos obtiveram resultados positivos no estabelecimento de determinadas espécies arbóreas nativas da Mata Atlântica (SCOTTI et al., 2020; OLIVEIRA-GOMES et al., 2021). As espécies vegetais foram previamente selecionadas pela tolerância à toxicidade do rejeito e contribuíram no aumento da fertilidade do solo e da biomassa microbiana em uma área às margens do rio Gualaxo do Norte, se mostrando uma alternativa eficaz para a revegetação nativa das áreas impactadas pela deposição de rejeito.

**Figura 4** - Queda de árvore em uma área em restauração após seis anos do rompimento da barragem de Fundão e (A) dificuldade do crescimento das raízes em profundidade (B).



**Fonte:** Kátia A. Vaz (2021).

## 2.2 Os artrópodes do solo

O solo abriga uma enorme biodiversidade devido a sua natureza heterogênea, complexa e dinâmica, que permite a existência de diversos nichos ecológicos que variam de metros a micrometros de tamanho (ETTEMA; WARDLE, 2002). A fauna do solo é composta por organismos que podem ser classificados de acordo com seu tamanho corporal em macrofauna (2-20 mm de largura), mesofauna (0,01-2 mm de largura) e microfauna (<0,01 mm de largura) (SWIFT et al., 1979). O tamanho corporal aliado a características anatômicas e comportamentais, contribui para determinar o melhor método de coleta e a funcionalidade dos organismos edáficos (ORGIAZZI et al., 2016).

A maioria dos artrópodes que habitam o solo fazem parte da macrofauna e desempenham diversas funções no ecossistema, como a decomposição e a translocação da matéria orgânica, estruturação do solo e dispersão secundária de sementes (MENTA; REMELLI, 2020). Além disso, eles ocupam diferentes papéis dentro da cadeia trófica, podendo ser predadores, herbívoros, onívoros, detritívoros, entre outros (WONG et al., 2019). Os artrópodes da macrofauna são representados principalmente pelas classes Arachnida, Insecta, Diplopoda e Chilopoda e pela ordem Isopoda (Crustacea) (FIGURA 5) (SINGH et al, 2020). Esses organismos atuam no solo em pelo menos um estágio do seu ciclo biológico e podem

apresentar forte relação com os atributos físicos, químicos e biológicos do solo e da vegetação (AQUINO et al., 2008).

**Figura 5** - Exemplos de artrópodes que habitam o solo: Araneae (A); Coleoptera (B); Hymenoptera (C).



Fonte: Da autora (2022).

Os artrópodes pertencentes a ordem Isopoda (Crustacea) são organismos detritívoros e se alimentam de matéria orgânica em decomposição (BOUCHON et al., 2016). Eles têm preferência pela matéria orgânica que já se encontra colonizada por fungos e bactérias, pois esses microrganismos realizam o processo de mineralização dos nutrientes, tornando a matéria orgânica mais palatável e atrativa para os isópodes (QUADROS et al., 2014). O solo e a serrapilheira são uma fonte direta de recurso e refúgio para os isópodes, logo, distúrbios no ambiente podem alterar a dinâmica da população desses organismos, gerando respostas como a redução da densidade populacional e da riqueza de espécies (PAOLETTI et al., 1999; VAN GESTEL; LOUREIRO et al., 2018).

Os centípedes, conhecidos popularmente como centopeias ou lacraias, pertencem a classe Chilopoda e são predadores generalistas, atuando no controle populacional de outros organismos que habitam o solo, principalmente da mesofauna (KLARNER et al., 2017). Já os milípedes, conhecidos popularmente como piolhos-de-cobra, pertencem a classe Diplopoda e atuam como detritívoros no solo (GOLOVATCH; KIME, 2009). Os organismos detritívoros estão relacionados com a qualidade do solo e a atividade microbiológica, pois eles fragmentam a matéria orgânica em frações menores, facilitando sua colonização por microrganismos, que por sua vez, são responsáveis por realizar a mineralização dos nutrientes (KICAJ; QIRJO, 2010). Ambas as classes são afetadas por distúrbios no ambiente, principalmente alterações

drásticas na temperatura e umidade do solo, pois são organismos sujeitos a dessecação devido a perda de água (STAŠIOV et al., 2017).

A classe Insecta é responsável por grande parte da diversidade que é atribuída a macrofauna, pois é representada por várias famílias de insetos que habitam o solo, podendo chegar a centenas de espécies por hectare (GONGALSKY, 2021). No solo são encontradas ordens como Coleoptera, Hemiptera, Hymenoptera, Orthoptera e Blattodea. Os insetos abrangem todos os níveis tróficos, exercendo diversas funções no ecossistema como a decomposição de matéria orgânica, ciclagem de nutrientes, dispersão secundária de sementes e polinização (PARIKH et al., 2021). Determinados grupos de insetos como Formicidae (Hymenoptera) e Isoptera (Blattodea) são considerados insetos sociais, pois vivem em colônias com organização social definida e podem abrigar centenas de milhares de indivíduos, sendo dominantes na maioria dos ecossistemas terrestres (ELIZALDE et al., 2020). Diante da grande diversidade e das funções no ecossistema, mudanças nas dinâmicas populacionais e comportamentais dos insetos são comumente utilizadas para compreender e avaliar as consequências de distúrbios no ambiente (MC GEOCH, 2007; ROCHA et al., 2010; ASGHAR et al., 2022).

No solo, a classe Arachnida possui representantes das ordens Araneae, Scorpiones, Pseudoscorpiones e Opiliones, que são majoritariamente predadores, e a ordem Acari, que possui hábitos alimentares variados (CODDINGTON et al., 2004). Os organismos predadores podem acumular poluentes e pesticidas pela ingestão de presas contaminadas, através do processo de biomagnificação, tornando os aracnídeos predadores bons organismos bioindicadores de contaminação do solo (MARC et al., 1999; JUNG; LEE, 2012; IKONOV et al., 2019; RYBAK et al., 2019). As aranhas (Araneae) e os escorpiões (Scorpiones) apresentam grande diversidade taxonômica e estão distribuídos ao longo de ambientes naturais e antropizados (VIERA; GONZAGA, 2017; LIRA et al., 2021). Os pseudoescorpiões (Pseudoscorpiones) são semelhantes aos escorpiões em aspectos morfológicos, mas diferem pelo tamanho menor, ausência do metassoma alongado e o ferrão na porção distal (WEYGOLDT, 1969; DEL-CLARO; TIZO-PEDROSO, 2009). Os opiliões (Opiliones) são predadores especializados e possuem baixa capacidade de dispersão e colonização em ambientes perturbados, sendo mais vulneráveis a distúrbios ambientais e dependentes de ecossistemas complexos (MACHADO, 2007). Por fim, os ácaros (Acari) podem ter vida livre ou serem parasitas de plantas e outros organismos (HUGUIER et al., 2015). Devido ao tamanho corporal que varia entre 0,2-2 mm, eles podem ser agrupados dentro da macrofauna ou mesofauna (GERECKE et al., 2006).

### 2.2.1 Os artrópodes do solo como bioindicadores

Os bioindicadores são táxons ou grupos funcionais de organismos que são capazes de refletir as condições do ambiente, podendo ser utilizados para auxiliar na definição de áreas prioritárias para conservação, no monitoramento da restauração do ecossistema ou em resposta a diferentes tipos de uso da terra (MC GEOCH, 1998; GERALCH et al., 2013). Os artrópodes podem ser utilizados como bioindicadores (MAJER, 1983; UEHARA-PRADO et al., 2009; NSENGIMANA et al., 2018; EVANS et al., 2019) e diversas características fundamentam seu uso como bioindicadores. Eles possuem curto tempo de geração, pequeno tamanho corporal e uma grande variabilidade morfológica e comportamental (KREMEN et al., 1993). Tais características os tornam sensíveis às condições ambientais locais e permitem respostas rápidas e dimensionáveis diante de distúrbios no ambiente (HOYE; CULLER, 2018). No geral, os artrópodes também são relativamente simples de ser amostrados em grandes números, tornando-os ideais para estudos que focam na comparação da riqueza e abundância de espécies entre áreas com diferentes condições ambientais (GONÇALVES et al., 2020; PEDRO et al., 2020).

Se tratando de áreas que estão no processo de restauração após algum distúrbio antrópico, os artrópodes podem ser utilizados como bioindicadores da sucessão ecológica (BORGES et al., 2021). A revegetação é considerada a melhor estratégia para a restauração de grandes áreas degradadas, pois permite o retorno gradual dos componentes do ecossistema à medida que ocorre a sucessão da vegetação (FAUCON et al., 2017). A vegetação fornece condições e recursos para a sobrevivência e o desenvolvimento dos artrópodes, dessa forma, a composição e estrutura da comunidade de artrópodes pode variar em função do estágio de desenvolvimento da vegetação (AUDINO et al., 2014; KENEYERES 2020; ARENHARDT et al., 2021). Durante o processo de restauração, os artrópodes herbívoros não podem colonizar uma determinada área até que os recursos vegetais estejam presentes e disponíveis (BUCHORI et al., 2018). Da mesma forma, os predadores e parasitas só vão colonizar uma área se suas presas e hospedeiros estiverem presentes no local. E por fim, os artrópodes detritívoros e onívoros tendem a chegar por último, pois dependem de recursos vegetais e animais. Dessa forma, avaliar a recolonização da comunidade de artrópodes pode contribuir para compreender a efetividade do processo de restauração e da complexidade da cadeia trófica (GERLACH et al., 2013).



A mineração é uma atividade que gera a degradação de grandes áreas e após o fim de suas atividades, é necessário realizar o processo de restauração dessas áreas, sendo que os artrópodes podem ser utilizados como bioindicadores para monitorar este processo (PICAUD et al., 2007; ORABI et al., 2010; SEED et al., 2018; SANCHEZ et al., 2021; SENGUPTA, 2021). No entanto, ainda não foram realizados estudos utilizando a comunidade de artrópodes do solo como bioindicadores do processo de restauração nas áreas afetadas pelo rompimento da barragem de Fundão. Porém, determinados grupos de artrópodes edáficos foram utilizados como bioindicadores para avaliar os impactos ambientais (BUCH et al., 2020a, 2020b; NASCIMENTO et al., 2020). Nas áreas impactadas pelo rejeito de mineração de ferro houve uma redução na densidade populacional de ácaros da espécie *Schelorbitates praeincisus*, além de um aumento nas concentrações de metais pesados no corpo quando comparados a indivíduos criados em laboratório (BUCH et al., 2020a). Essas respostas sugerem uma interferência a longo prazo no desenvolvimento biológico desses ácaros, podendo comprometer a funcionalidade da espécie no ecossistema e prejudicar o equilíbrio da rede trófica nas áreas impactadas (BUCH et al., 2020b). Além disso, Nascimento et al. (2020) demonstraram que as plantas cultivadas nos solos com elevada concentração de rejeito foram mais suscetíveis ao ataque por formigas cortadeiras (*Acromyrmex subterraneus*). Isso ocorre porque a resposta fisiológica das plantas ao estresse pode atuar como um atrativo para as formigas (MEYER et al., 2006). Assim, as mudas implantadas nas áreas com alta concentração de rejeito podem apresentar uma maior dificuldade no crescimento, reduzindo sua chance de sobrevivência e prejudicando a eficácia do processo de restauração.

## REFERÊNCIAS

- AGURTO-DETZEL, H. et al. The tailings dam failure of 5 November 2015 in SE Brazil and its preceding seismic sequence. **Geophysical Research Letters**, v. 43, n. 10, p. 4929-4936, 2016.
- ALMEIDA, C. A. et al. Characterization and evaluation of sorption potential of the iron mine waste after Samarco dam disaster in Doce River basin–Brazil. **Chemosphere**, v. 209, p. 411-420, 2018.
- AQUINO, A. M.; AGUIAR-MENEZES, E. L.; QUEIROZ, J. M. Recomendações para coleta de artrópodes terrestres por armadilhas de queda ("Pitfall-Traps"). **Embrapa Agrobiologia-Circular Técnica** (INFOTECA-E), 2006.
- ARAUJO, D. M. et al. Biodegradation studies on fatty amines used for reverse flotation of iron ore. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 64, n. 2, p. 151-155, 2010.
- ARENHARDT, T. C. P.; VITORINO, M. D.; MARTINS, S. V. Insecta and Collembola as bioindicators of ecological restoration in the Ombrophilous Dense Forest in Southern Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 28, 2021.
- ASGHAR, A., et al. Assessment of insects diversity with the influence of industrial pollutants in agricultural zones of District Sialkot, Pakistan. **Biodiversitas Journal of Biological Diversity**, n. 23, v. 4, 2022.
- AUDINO, L. D.; LOUZADA, J.; COMITA, L. Dung beetles as indicators of tropical forest restoration success: is it possible to recover species and functional diversity?. **Biological Conservation**, v. 169, p. 248-257, 2014.
- AZAM, S.; LI, Q. Tailings dam failures: a review of the last one hundred years. **Geotechnical News**, v. 28, n. 4, p. 50-54, 2010.
- BATISTA, E. R. et al. Environmental drivers of shifts on microbial traits in sites disturbed by a large-scale tailing dam collapse. **Science of The Total Environment**, v. 738, p. 139453, 2020.
- BATISTA, E. R., et al. Organic substrate availability and enzyme activity affect microbial-controlled carbon dynamics in areas disturbed by a mining dam failure. **Applied Soil Ecology**, v. 169, p. 104169, 2022.
- BORGES, F. L. G. et al. Terrestrial invertebrates as bioindicators in restoration ecology: A global bibliometric survey. **Ecological Indicators**, v. 125, p. 107458, 2021.
- BOUCHON, D.; ZIMMER, M.; DITTMER, J. The terrestrial isopod microbiome: an all-in-one toolbox for animal–microbe interactions of ecological relevance. **Frontiers in microbiology**, v. 7, p. 1472, 2016.
- BUCH, A. C. et al. Ecological risk assessment of trace metals in soils affected by mine tailings. **Journal of Hazardous Materials**, v. 403, p. 123852, 2020a.

BUCH, A. C. et al. Ecotoxicological assessment after the world's largest tailing dam collapse (Fundão dam, Mariana, Brazil): effects on oribatid mites. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 42, p. 3575–3595 2020b.

BUCHORI, D., et al. Insect diversity in post-mining areas: Investigating their potential role as bioindicator of reclamation success. **Biodiversitas Journal of Biological Diversity**, v. 19, n. 5, p. 1696-1702, 2018.

CAMPANHARO, Í. F. et al. Effects of forest restoration techniques on community diversity and aboveground biomass on area affected by mining tailings in Mariana, Southeastern Brazil. **Research in Ecology**, n. 2, v. 4, 2021.

CARMO, F. F. et al. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 15, n. 3, p. 145-151, 2017.

CODDINGTON, J. A., et al. Arachnida. **Assembling the tree of life**, 2004.

COELHO, D. G. et al. Evaluation of Metals in Soil and Tissues of Economic-Interest Plants Grown in Sites Affected by the Fundão Dam Failure in Mariana, Brazil. **Integrated environmental assessment and management**, v. 16, n. 5, p. 596-607, 2020.

CORDEIRO, M. C. et al. Insights on the freshwater microbiomes metabolic changes associated with the world's largest mining disaster. **Science of The Total Environment**, v. 654, p. 1209-1217, 2019.

COUTO, F. R. et al. Physical, chemical, and microbiological characterization of the soils contaminated by iron ore tailing mud after Fundão Dam disaster in Brazil. **Applied Soil Ecology**, v. 158, p. 103811, 2021.

CRUZ, F. V. et al. Does Samarco's spilled mud impair the growth of native trees of the Atlantic Rainforest? **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 189, p. 110021, 2020.

DAILY, G. What are ecosystem services. In: LOREY, D. (Ed.). **Global environmental challenges for the twenty-first century: Resources, consumption and sustainable solutions**. Scholarly resources Inc., 2003. cap.16, p. 227-231.

DAVILA, R. B. et al. Heavy metals in iron ore tailings and floodplain soils affected by the Samarco dam collapse in Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 709, p. 136151, 2020.

DEL-CLARO, K.; TIZO-PEDROSO, E. Ecological and evolutionary pathways of social behavior in Pseudoscorpions (Arachnida: Pseudoscorpiones). **Acta Ethologica**, n. 12, v. 1, p. 13-22, 2009.

DNPM (Departamento Nacional de Produção Mineral). **Cadastro Nacional de Barragens de Mineração, 2015**. Disponível em: <http://www.dnpm.gov.br/assuntos/barragens/arquivos-barragens/cadastro-nacional-de-barragens-de-mineracao-dentro-da-pnsb>. Acesso em: 05 jan. 2021.

ELIZALDE, L., et al. The ecosystem services provided by social insects: traits, management tools and knowledge gaps. **Biological Reviews**, v. 95, n. 5, p. 1418-1441, 2020.

- ESPINDOLA, H. S. Vale do Rio Doce: Fronteira, industrialização e colapso socioambiental. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v. 4, n. 1, p. 160-206, 2015.
- ETTEMA, C. H.; WARDLE, D. A. Spatial soil ecology. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 17, n. 4, p. 177-183, 2002.
- EVANS, M. J., et al. Beetle ecological indicators – A comparison of cost vs reward to understand functional changes in response to restoration actions. **Ecological Indicators**, v. 104, p. 209-218, 2019.
- FAUCON, M. P. et al. Plant functional traits: soil and ecosystem services. **Trends in Plant Science**, v. 22, n. 5, p. 385-394, 2017.
- FERNANDES, G. W. et al. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 14, n. 2, p. 35-45, 2016.
- GARCIA, L. C. et al. Brazil's worst mining disaster: Corporations must be compelled to pay the actual environmental costs. **Ecological Applications**, v. 27, n. 1, p. 5-9, 2017.
- GARCIA, L. C. et al. Restoration over time: is it possible to restore trees and non-trees in high-diversity forests? **Applied Vegetation Science**, v. 19, n. 4, p. 655-666, 2016.
- GERECKE, R.; WEIGMANN, G.; WOHLTMANN, A.; WURST, E. Order Acari-General introduction and key to the major groups. **In Süßwasserfauna von Mitteleuropa, Vol. 7/2-1 Chelicerata: Araneae/Acari I** (pp. 14-37). Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg, 2006.
- GERLACH, J.; SAMWAYS, M.; PRYKE, J. Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. **Journal of insect conservation**, n. 17, v. 4, p. 831-850, 2013.
- GIONGO, A. et al. Adaption of microbial communities to the hostile environment in the Doce River after the collapse of two iron ore tailing dams. **Heliyon**, v. 6, n. 8, p. e04778, 2020.
- GOLOVATCH, S. I.; KIME, R. D. Millipede (Diplopoda) distributions: A review. **Soil organisms**, v. 81, n. 3, p. 565-565, 2009.
- GOMES, A. R. et al. Rehabilitation of a riparian site reached by contaminated tailings from the Fundão dam using different remediation strategies in Brazil. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 40, p. 2359–2373, 2021.
- GONÇALVES, F. et al. Do soil management practices affect the activity density, diversity, and stability of soil arthropods in vineyards?. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 294, e106863, 2020.
- GONGALSKY, K. B. Soil macrofauna: Study problems and perspectives. **Soil Biology and Biochemistry**, p. 108281, 2021.
- GUERRA, M. B. B. et al. Post-catastrophe Analysis of the Fundão tailings dam failure in the Doce River system, Southeast Brazil: Potentially toxic elements in affected soils. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 228, n. 7, p. 252, 2017.

HOYE, T. T.; CULLER, L. E. Tundra arthropods provide key insights into ecological responses to environmental change. **Polar Biology**, v. 41, n.8, p. 1523-1529, 2018.

HUGUIER, P., et al. The use of soil mites in ecotoxicology: a review. **Ecotoxicology**, v. 24, n. 1, p. 1-18, 2015.

IBAMA. **Laudo Técnico Preliminar: Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais, 2015.** Disponível em: [http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao/laudos/laudo\\_tecnico\\_preliminar\\_ibama.pdf](http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao/laudos/laudo_tecnico_preliminar_ibama.pdf). Acesso em: 07 jan. 2021.

IKONOV, A. R., et al. Does Application of Pyrethroid Insecticides Induce Morphological Variations of *Oedothorax apicatus* Blackwall, 1850 (Araneae: Linyphiidae)?. **Acta Zoologica Bulgarica**, v. 71, n. 4, p. 557-566, 2019.

Instituto Nacional de Pesquisas espaciais (INPE). **Satélites mostram trajetória de sedimentos no Rio Doce**, 2015. Disponível em: <http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?CodNoticia=4067>. Acesso em: 15 jan. 2021.

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). **Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração: técnicas de revegetação.** IBAMA, p. 96, 1990.

ISLAM, K.; MURAKAMI, S. Global-scale impact analysis of mine tailings dam failures: 1915–2020. **Global Environmental Change**, v. 70, p. 102361, 2021.

JORDÃO, T. et al. Shifts in Arbuscular Mycorrhizal fungal properties due to vegetative remediation of mine spoil contamination from a dam rupture in Mariana, Brazil. **Applied Soil Ecology**, v. 162, 2021.

JUNG, M. P.; LEE, J. H. Bioaccumulation of heavy metals in the wolf spider, *Pardosa astrigera* L. Koch (Araneae: Lycosidae). **Environmental monitoring and assessment**, v. 184, n. 3, p. 1773-1779, 2012.

KENYERES, Z. Rapid succession of orthopteran assemblages driven by patch size and connectivity. **Rangeland Ecology & Management**, v. 73, n.6, p. 838-846, 2020.

KICAJ, H.; QIRJO, M. The influence of ecological factors like rainfall, temperature, moisture for evaluating the millipede population in the southern region of Albania. In: **Proceedings of the Conference of Water Observation and Information System for Decision Support.** BALWOIS. 2010.

KLARNER, B. et al. Trophic niches, diversity, and community composition of invertebrate top predators (Chilopoda) as affected by conversion of tropical lowland rainforest in Sumatra (Indonesia). **PLoS one**, v. 12, n. 8, p. e0180915, 2017.

KREMEN, C. et al. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. **Conservation biology**, p. 796-808, 1993.

- LIRA, A. F., et al. Understanding the effects of human disturbance on scorpion diversity in Brazilian tropical forests. **Journal of Insect Conservation**, v. 25, n. 1, p. 147-158, 2021.
- LOTTERMOSER, B. G. Sulfidic mine wastes. In: LOTTERMOSER, B. G. (ed.) **Mine Wastes**. 3 ed. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 43-117, 2010.
- MACHADO, G. Wat are harvestmen? In: **Harvestmen: The Biology of Opiliones**. 2007.
- MAJER, J. D. Ants: bio-indicators of minesite rehabilitation, land-use, and land conservation. **Environmental management**, v. 7, n. 4, p. 375-383, 1983.
- MARC, P.; CANARD, A.; YSNEL, F. Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 74, n. 1-3, p. 229-273, 1999.
- MARTINS, S. V. et al. Study on site preparation and restoration techniques for forest restoration in mining tailings of Mariana, Brazil. **Research in Ecology**, v. 2, n. 4, 2021.
- MATOS, L. P., et al. Limitations to use of *Cassia grandis* L. in the revegetation of the areas impacted with mining tailings from Fundão Dam. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 231, n. 3, p. 1-9, 2020.
- MC DONALD T. et al. **International standards for the practice of ecological restoration – including principles and key concepts**. Society for Ecological Restoration, Washington, D.C, 2016.
- MC GEOCH, M. A. Insects and bioindication: theory and progress. In: Stewart AJA, New TR, Lewis OT (eds) *Insect conservation biology. Proceedings of the royal entomological society's 23<sup>rd</sup> symposium*. CAB International, Wallingford, pp 144–174, 2007.
- MC GEOCH, M. A. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. **Biological reviews**, n. 73, v. 2, p. 181-201, 1998.
- MENTA, C.; REMELLI, S. Soil health and arthropods: From complex system to worthwhile investigation. **Insects**, v. 11, n. 1, p. 54, 2020.
- MEYER, S. T.; ROCES, F.; WIRTH, R. Selecting the drought stressed: Effects of plant stress on intraspecific and within-plant herbivory patterns of the Leaf-Cutting Ant *Atta colombica*. **Functional Ecology**, v. 20, n. 5, p. 973-981, 2006.
- MILANEZ, B. et al. Da política fraca à política privada: o papel do setor mineral nas mudanças da política ambiental em Minas Gerais, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 35, p. e00051219, 2019.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.
- NASCIMENTO, F. S. et al. Does mining waste concentration in the soil interfere with leaf selection by *Acromyrmex subterraneus* (Formicidae)? **Biotropica**, v. 53, n. 2, p. 487-495, 2021.

- NGOLE-JEME, V. M.; FANTKE, P. Ecological and human health risks associated with abandoned gold mine tailings contaminated soil. **PloS one**, v. 12, n. 2, p. e0172517, 2017.
- NSENGIMANA, V. Use of soil and litter arthropods as biological indicators of soil quality in forest plantations and agricultural lands: A Review, 2018.
- OLIVEIRA GOMES, L. E. et al. The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary, Eastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 120, n. 1-2, p. 28-36, 2017.
- OMACHI, C. Y. et al. Atlantic Forest loss caused by the world's largest tailing dam collapse (Fundão Dam, Mariana, Brazil). **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 12, p. 30-34, 2018.
- ORABI, G.; MOIR, M. L.; MAJER, J. D. Assessing the success of mine restoration using Hemiptera as indicators. **Australian Journal of Zoology**, v. 58, n. 4, p. 243-249, 2010.
- ORGIAZZI, A. et al. **Global soil biodiversity atlas**. European Commission, 2016.
- PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B.; FALK, D. A. **Foundations of restoration ecology**. Washington, DC: Island Press, 2016.
- PAOLETTI, M. G.; HASSALL, M. Woodlice (Isopoda: Oniscidea): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 74, n. 1-3, p. 157-165, 1999.
- PARIKH, G.; RAWTANI, D.; KHATRI, N. Insects as an indicator for environmental pollution. **Environmental Claims Journal**, v. 33, n. 2, p. 161-181, 2021.
- PEDRO, L. et al. The effect of cover crops on the biodiversity and abundance of ground-dwelling arthropods in a Mediterranean pear orchard. **Agronomy**, v. 10, n. 4, 580, 2020.
- PEREIRA, L. F., et al. Impactos do rompimento da barragem de rejeitos de Brumadinho, Brasil: uma análise baseada nas mudanças de cobertura da terra. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 4, n. 2, p. 122-129, 2019.
- PICAUD, F.; PETIT, D. P. Primary succession of Orthoptera on mine tailings: role of vegetation. In: **Annales de la Société entomologique de France**, v. 43, n. 1, p. 69-79. Taylor & Francis Group, 2007.
- PRADO, I. G. et al. Revegetation process increases the diversity of total and arbuscular mycorrhizal fungi in areas affected by the Fundão dam failure in Mariana, Brazil. **Applied Soil Ecology**, v. 141, p. 84-95, 2019.
- QUADROS, A. F. et al. Litter traits and palatability to detritivores: a case study across biogeographical boundaries. **Nauplius**, v. 22, n. 2, p. 103-111, 2014.
- QUEIROZ, H. M. et al. The Samarco mine tailing disaster: a possible time-bomb for heavy metals contamination? **Science of the Total Environment**, v. 637, p. 498-506, 2018.
- RICO, M. et al. Reported tailings dam failures: a review of the European incidents in the worldwide context. **Journal of Hazardous Materials**, v. 152, n. 2, p. 846-852, 2008.

RIIS, T. et al. Global overview of ecosystem services provided by riparian vegetation. **BioScience**, v. 70, n. 6, p. 501-514, 2020.

RITZ, K. et al. Selecting biological indicators for monitoring soils: a framework for balancing scientific and technical opinion to assist policy development. **Ecological Indicators**, v. 9, n. 6, p. 1212-1221, 2009.

ROCHA, J. R. M.; ALMEIDA, J. R.; LINS, G. A.; DURVAL, A. Insects as indicators of environmental changing and pollution: a review of appropriate species and their monitoring. **Holos environment**, n.10, v. 2, p. 250-262, 2010.

RYBAK, J. et al. The concentration of Cu and Pb in the funnel spider *Eratigena atrica* (CL Koch 1843) (Araneae: Agelenidae) and its web. **Chemistry and Ecology**, v. 35, n. 2, p. 179-190, 2019.

SANCHEZ, S. P.; COURTNEY, R.; SCHMIDT, O. Soil Meso-and Macrofauna Indicators of Restoration Success in Rehabilitated Mine Sites. **Handbook of Ecological and Ecosystem Engineering**, p. 67-94, 2021.

SANTAMARINA, J. C.; TORRES-CRUZ, L. A.; BACHUS, R. C. Why coal ash and tailings dam disasters occur. **Science**, Washington, v. 364, n. 6440, p. 526–528, 2019.

SANTANA, F. C. et al. Water quality of the Gualaxo do Norte and Carmo rivers after the Fundão dam collapse, Mariana, MG. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 232, n. 4, p. 1-13, 2021.

SANTOS, O. S. H. et al. Understanding the environmental impact of a mine dam rupture in Brazil: Prospects for remediation. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, n. 2, p. 439-449, 2019.

SCHAEFER, C. E. G. R. et al. Cenário histórico, quadro fisiográfico e estratégias para recuperação ambiental de Tecnosolos nas áreas afetadas pelo rompimento da barragem do Fundão, Mariana, MG. **Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico da UFMG**, v. 24, n. 1-2, 2015.

SCHAEFER, C. E. G. R. et al. Paisagens de lama: Os tecnossolos para recuperação ambiental de áreas afetadas pelo desastre da Barragem de Fundão, em Mariana. **Boletim informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, n. 1, p. 18-23, 2016.

SCOTTI, M. R. et al. Remediation of a riparian site in the Brazilian Atlantic Forest reached by contaminated tailings from the collapsed Fundão dam with native woody species. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 16, n. 5, p. 669-675, 2020.

SEGURA, F. R. et al. Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). **Environmental Pollution**, v. 218, p. 813-825, 2016.

SENGUPTA, M. Environmental impacts of mining: Monitoring, restoration and control. CRC Press, 2021.

SHEORAN, V.; SHEORAN, A. S.; POONIA, P. Soil reclamation of abandoned mine land by revegetation: a review. **International Journal of Soil, Sediment and Water**, v. 3, n. 2, p. 13, 2010.



SILVA JUNIOR, C. A. et al. Analysis of the impact on vegetation caused by abrupt deforestation via orbital sensor in the environmental disaster of Mariana, Brazil. **Land Use Policy**, v. 76, p. 10-20, 2018.

SILVA, A. C. et al. Características químicas, mineralógicas e físicas do material acumulado em terraços fluviais, originado do fluxo de lama proveniente do rompimento de barragem de rejeitos de mineração de ferro em Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brasil. **Revista Espinhaço UFVJM**, p. 44-53, 2016.

SILVA, A. et al. Plant growth-promoting rhizobacterial communities from an area under the influence of iron mining and from the adjacent phytophysionomies which have high genetic diversity. **Land Degradation & Development**, v. 31, n. 16, p. 2237-2254, 2020.

SILVA, A. O. et al. Serviços ecossistêmicos em áreas afetadas pela deposição de rejeito da mineração de ferro. In: VICENTE et al. **Dia D do Rio Doce: Um olhar científico sobre o maior desastre socioambiental do Brasil**. Universidade Federal de Lavras, 2021.

SINGH, B. K. et al. Global diversity and distribution of soil biodiversity. In: FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO), et al. **State of knowledge of soil biodiversity - Status, challenges and potentialities**. Rome, FAO, Report 2020. cap. 2. p.7-114.

SINGH, R.; TIWARI, A. K.; SINGH, G. S. Managing riparian zones for river health improvement: an integrated approach. **Landscape and Ecological Engineering**, n. 17, v. 2, p. 195-223, 2021.

STAŠIOV, S. et al. Myriapod (Chilopoda, Diplopoda) communities in hedgerows of upland agricultural landscape. **Biologia**, v. 72, n. 11, p. 1320-1326, 2017.

STEED, A.; SWART, R.; PAUW, M. J.; ROETS, F. Response of arthropod communities to plant-community rehabilitation efforts after strip mining on the semi-arid west coast of South Africa. **African Journal of Range & Forage Science**, v. 35, n. 3-4, p. 375-385, 2018.

SWIFT, M. J. et al. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. University of California Press, 1979.

TERMO DE TRANSAÇÃO E AJUSTAMENTO DE CONDUITA (TTAC) entre União/Estados de MG e ES/Samarco/Vale/BHP. p. 137, 2016. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/cif>. Acesso em: 15 de mar 2021.

TUCK, C. A. et al. Global iron ore production data; clarification of reporting from the USGS. **Mining Engineering Magazine February**, p. 20-23, 2017.

UEHARA-PRADO, M., et al. Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: A first approach in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1220-1228, 2009.

VAN GESTEL, C. A.; LOUREIRO, S. Terrestrial isopods as model organisms in soil ecotoxicology: a review. **ZooKeys**, v. 801, p. 127, 2018.

VIERA, C.; GONZAGA, M. O. Behaviour and Ecology of Spiders. **Contributions from the Neotropical Region**, 2017.

WEYGOLDT, P. **Biology of pseudoscorpions**, 1969.

WINDING, A. et al. Contributions of soil biodiversity to ecosystem functions and services. In: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), et al. **State of knowledge of soil biodiversity - Status, challenges and potentialities**. Rome, FAO, Report 2020. cap. 3. p.115-189.

WONG, M. K.; GUÉNARD, B.; LEWIS, O. T. Trait-based ecology of terrestrial arthropods. **Biological Reviews**, v. 94, n. 3, p. 999-1022, 2019.

ZHANG, Q.; WANG, C. Natural and Human Factors Affect the Distribution of Soil Heavy Metal Pollution: A Review. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 231, n. 7, p. 1-13, 2020.

## SEGUNDA PARTE - ARTIGO

### Comunidade de artrópodes do solo como bioindicadores do processo de restauração em áreas afetadas por rejeito de mineração de ferro

Soil arthropods as bioindicators of the restoration process in areas affected by iron mining tailings

Artigo redigido e formatado conforme as normas da revista "*Soil Biology and Biochemistry*".

**Author names and affiliations:** Letícia Gonçalves Ribeiro<sup>1</sup>; Aline Oliveira Silva<sup>1</sup>; Kátia Augusta Vaz<sup>1</sup>; Jessé Valentim dos Santos<sup>1</sup>; Cássio Alencar Nunes<sup>2</sup>; Marco Aurélio Carbone Carneiro<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Universidade Federal de Lavras, Escola de Ciências Agrárias, Departamento de Ciência do Solo - Lavras, Minas Gerais - MG, 37200-900,

<sup>2</sup>Universidade Federal de Lavras, Instituto de Ciências Naturais, Departamento de Ecologia e Conservação - Lavras, Minas Gerais - MG, 37200-900.

### RESUMO

O rompimento da barragem de Fundão, situada em Mariana, Minas Gerais, Brasil, liberou cerca 43 milhões de metros cúbicos de rejeito de mineração de ferro no ambiente e é considerado o maior desastre ambiental do país. A maior parte do rejeito liberado ficou depositado na zona ripária do rio Gualaxo do Norte, que se encontra em processo de restauração desde 2016. Os estudos que buscam compreender a efetividade desse processo têm como foco a revegetação das áreas, dessa forma, existe uma lacuna a respeito de como os outros componentes do ecossistema, como os artrópodes, têm respondido ao processo de restauração. Diante disso, o presente estudo teve como objetivo avaliar a resposta da comunidade de artrópodes diante do processo de restauração na zona ripária do rio Gualaxo do Norte. Para verificar a resposta da comunidade de artrópodes avaliamos as seguintes variáveis: composição (1), espécies indicadoras (2), diversidade (3) e abundância de grupos funcionais (4) na zona ripária em restauração ao longo do rio Gualaxo do Norte e para fins de comparação utilizamos uma zona ripária com vegetação nativa de Mata Atlântica como referência. Além disso, atributos do solo, a serrapilheira e a vegetação foram adotadas como variáveis ambientais explanatórias para a composição e diversidade de artrópodes. Foram definidas 27 unidades amostrais na zona ripária em restauração do rio Gualaxo do Norte e nove unidades amostrais na zona ripária nativa do rio do Carmo (referência). Para coleta de artrópodes foram utilizadas armadilhas de pitfall e para as variáveis ambientais foram retiradas amostras de solo e serrapilheira, além do registro fotográfico do sub-bosque para análise de densidade da vegetação. Para verificar a composição de artrópodes e sua relação com as variáveis ambientais foi realizada uma análise multidimensional não-métrica (NMDS) e uma PERMANOVA. Para determinar a presença de espécies indicadoras entre as duas regiões foi feita uma análise de espécies indicadoras (IndVal). Para verificar a diversidade de espécies foi feita uma curva de interpolação e extrapolação através dos números de Hill. Para verificar as diferenças entre a abundância de grupos funcionais entre as duas regiões foi feita uma ANOVA. E por fim, a seleção de modelos com mínimos quadrados generalizados (GLS) foi utilizada para verificar o efeito das variáveis

ambientais na riqueza estimada de artrópodes. O critério de informação Akaike para pequenas amostras (AICc) foi utilizado para definir o melhor modelo. A composição de espécies e as espécies indicadoras foram distintas entre as duas regiões. Sendo que a densidade do sub-bosque e densidade do solo foram as variáveis com efeito significativo na composição de espécies. As curvas de interpolação e extrapolação de espécies mostraram que a riqueza de artrópodes foi maior na zona ripária em restauração, podendo estar relacionado a colonização da região por espécies de áreas adjacentes. A abundância de artrópodes detritívoros e onívoros foi maior na zona ripária nativa, podendo resultar em uma menor redundância funcional e resiliência na zona ripária em restauração. Dentre as variáveis ambientais que explicaram de forma significativa a riqueza estimada de artrópodes estão a densidade do sub-bosque, teor de matéria orgânica e carbono da biomassa microbiana. Com base nesses resultados, tais atributos podem ser manejados visando estimular o reestabelecimento da comunidade de artrópodes. Avaliar a resposta da comunidade de artrópodes e de outros organismos diante do processo de restauração, além do monitoramento a longo prazo, são essenciais para alcançar um resultado satisfatório nesse processo e atingir um ecossistema autossustentável.

**Palavras-chave:** Fundão, fauna do solo, macrofauna, mineração.

### ABSTRACT

The failure of the Fundão dam, located in Mariana, Minas Gerais, Brazil, released about 43 million cubic meters of iron mining tailings into the environment and is considered the major environmental disaster in the country. Most of the released tailings were deposited in the riparian zone of the Gualaxo do Norte River, which has been in the process of restoration since 2016. Studies that seek to understand the effectiveness of this process focus on the revegetation of areas, that way, there is a gap regarding how the other components of the ecosystem, such as arthropods, have responded to the restoration process. Therefore, the present study aimed to evaluate the response of the arthropod community to the restoration process in the riparian zone of the Gualaxo do Norte River. To verify the response of the arthropod community, we evaluated the following variables: composition (1), indicator species (2), diversity (3) and abundance of functional groups (4) in the riparian zone under restoration along the Gualaxo do Norte River and for purposes of comparison, we used a riparian zone with native Atlantic Forest vegetation as a reference. In addition, soil attributes, litter and vegetation were adopted as explanatory environmental variables for the composition and diversity of arthropods. Twenty-seven sampling units were defined in the riparian zone under restoration of the Gualaxo do Norte River and nine sampling units in the native riparian zone of the Carmo River (reference). Pitfall traps were used to collect arthropods, soil and litter samples were taken for environmental variables, in addition to the photographic record of the understory for vegetation density analysis. To verify the composition of arthropods and their relationship with environmental variables, a non-metric multidimensional analysis (NMDS) and a PERMANOVA were performed. To determine the presence of indicator species between the two regions, an analysis of indicator species (IndVal) was performed. To verify the diversity of species, an interpolation and extrapolation curve was made using the Hill numbers. To verify the differences between the abundance of functional groups between the two regions, an ANOVA was performed. Finally, the selection of generalized least squares (GLS) models was used to verify the effect of environmental variables on the estimated richness of arthropods. The Akaike information criterion for small samples (AICc) was used to define the best model. Species composition and indicator species were different between the two regions. The understory density and soil density were the variables with a significant effect on species composition. The interpolation and extrapolation curves of species showed that the richness of

arthropods was higher in the riparian zone under restoration, which may be related to the colonization of the region by species from adjacent areas. The abundance of detritivorous and omnivorous arthropods was higher in the native riparian zone, which may result in lower functional redundancy and resilience in the riparian zone under restoration. Among the environmental variables that significantly explained the estimated richness of arthropods are the understory density, organic matter and carbon content of the microbial biomass. Based on these results, such attributes can be managed in order to stimulate the reestablishment of the arthropod community. Assessing the response of the arthropod community and other organisms to the restoration process, in addition to long-term monitoring, are essential to achieve a satisfactory result in this process and achieve a self-sustaining ecosystem.

**Keywords:** Fundão, macrofauna, soil fauna, mining.

## 1. INTRODUÇÃO

O rompimento da barragem de Fundão, que ocorreu em novembro de 2015 no município mineiro de Mariana, no sudeste brasileiro, é considerado o rompimento de barragens de rejeito de maior magnitude dos últimos 100 anos (Islam e Murakami, 2021). A barragem de Fundão liberou cerca de 43 milhões de metros cúbicos de rejeito de mineração de ferro no ambiente e a maior parte desse rejeito ficou depositado ao longo da zona ripária do rio Gualaxo do Norte, a jusante da barragem de Fundão, sendo que alguns trechos apresentam faixas com mais de um metro de deposição de rejeito (Carmo et al., 2017; Silva et al., 2021). O rio Gualaxo do Norte faz parte da Bacia do Rio Doce, que por sua vez, tem 98% do seu território inserido no bioma Mata Atlântica, *hotspot* da biodiversidade mundial, o qual se encontra altamente ameaçado por atividades antrópicas (Myers et al., 2000; Garcia et al., 2017).

Em termos de danos ambientais, a onda de lama e a deposição de rejeito nas zonas ripárias dos rios atingidos causaram diversos impactos, como a supressão da vegetação (Omachi et al., 2018), alterações na composição química da água e o aumento na sua turbidez, resultando em uma alta mortalidade de peixes (Fernandes et al., 2016; Gomes et al., 2018). Além disso, houve alterações nos atributos físicos, químicos e biológicos do solo, como aumento na densidade e no pH do solo (Segura et al., 2016), redução no teor de matéria orgânica e de nutrientes disponíveis (Silva et al., 2016) e baixa biomassa e atividade microbiana (Batista et al., 2020).

Devido aos danos ambientais e socioeconômicos provenientes do rompimento da barragem de Fundão, um Termo de Transação e Ajustamento de Conduta (TTAC) foi assinado entre os entes envolvidos com a finalidade de restauração e compensação dos impactos gerados na Bacia do Rio Doce (TTAC, 2016). No TTAC foi estabelecido a revegetação emergencial e temporária das áreas afetadas pela deposição de rejeito utilizando espécies de gramíneas e

leguminosas em um prazo de quatro anos, com seis anos complementares de manutenção. Como medida compensatória, foi estabelecido a restauração de 40.000 ha de áreas de preservação permanente (APP) no prazo de dez anos, sendo apenas 10.000 ha através do plantio de espécies nativas e o restante por facilitação da regeneração natural (TTAC, 2016). Mais de seis anos já se passaram desde o início da restauração das áreas afetadas e os estudos que buscaram compreender a efetividade desse processo tiveram como foco a revegetação das áreas (Campanharo et al., 2021; Martins et al., 2021; Cordeiro et al., 2022). Dessa forma, existe uma lacuna a respeito de como os outros componentes do ecossistema, como por exemplo a fauna edáfica, têm respondido ao processo de restauração.

Os artrópodes que habitam o solo podem ser utilizados como bioindicadores da sucessão ecológica em áreas que estão em processo de restauração (Majer et al., 2007; Borges et al., 2021). O uso dos artrópodes como bioindicadores é baseado em diversas características morfológicas e ecológicas. O tamanho pequeno os torna sensíveis a condições locais, além de apresentarem curta geração e alta variabilidade morfológica que permitem respostas rápidas e quantificáveis em um curto espaço de tempo (Kremen et al., 1993; Hoye e Culler, 2018). No geral, esses organismos também são simples de ser amostrados em grandes números, os tornando ideais em estudos que focam na comparação da riqueza e da abundância de espécies em áreas com diferentes condições ambientais (Gonçalves et al., 2020; Pedro et al., 2020). A comunidade de artrópodes tende a refletir o estágio de sucessão da vegetação, visto que, a vegetação fornece recursos e condições para a sua sobrevivência e desenvolvimento (Keneyeres, 2020; Arenhardt et al., 2021). Além disso, eles ocupam diferentes papéis na cadeia trófica e desempenham diversas funções no ecossistema, como a decomposição e a translocação da matéria orgânica, estruturação do solo, controle biológico e dispersão secundária de sementes (Wong et al., 2019; Menta e Remelli, 2020).

Avaliar a recolonização da comunidade de artrópodes pode contribuir para compreender a efetividade do processo de restauração. Logo, o presente estudo teve como objetivo avaliar a resposta da comunidade de artrópodes diante do processo de restauração na zona ripária do rio Gualaxo do Norte. Para verificar a resposta da comunidade de artrópodes avaliamos as seguintes variáveis: composição (1), espécies indicadoras (2), diversidade (3) e abundância de grupos funcionais (4) na zona ripária em restauração ao longo do rio Gualaxo do Norte e para fins de comparação utilizamos uma zona ripária com vegetação nativa de Mata Atlântica como referência. Além disso, os atributos físicos (textura, densidade), químicos (pH, teor de matéria orgânica, N, Fe e Mg) e biológicos (carbono da biomassa microbiana, respiração microbiana) do solo, a serrapilheira (diversidade e peso total da serrapilheira) e a vegetação (densidade do

sub-bosque) foram adotadas como variáveis ambientais para explicar a riqueza e composição das comunidades de artrópodes. Diante das condições ambientais impostas pela deposição do rejeito e a vegetação emergência implantada na zona ripária em restauração do rio Gualaxo do Norte, espera-se que a composição da comunidade de artrópodes (1), espécies indicadoras (2) e abundância de grupos funcionais (4) seja diferente entre a zona ripária do rio Gualaxo do Norte e a zona ripária nativa. Além disso, espera-se que a diversidade de artrópodes seja maior na zona ripária nativa devido a presença de vegetação em estágio avançado de sucessão ecológica.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

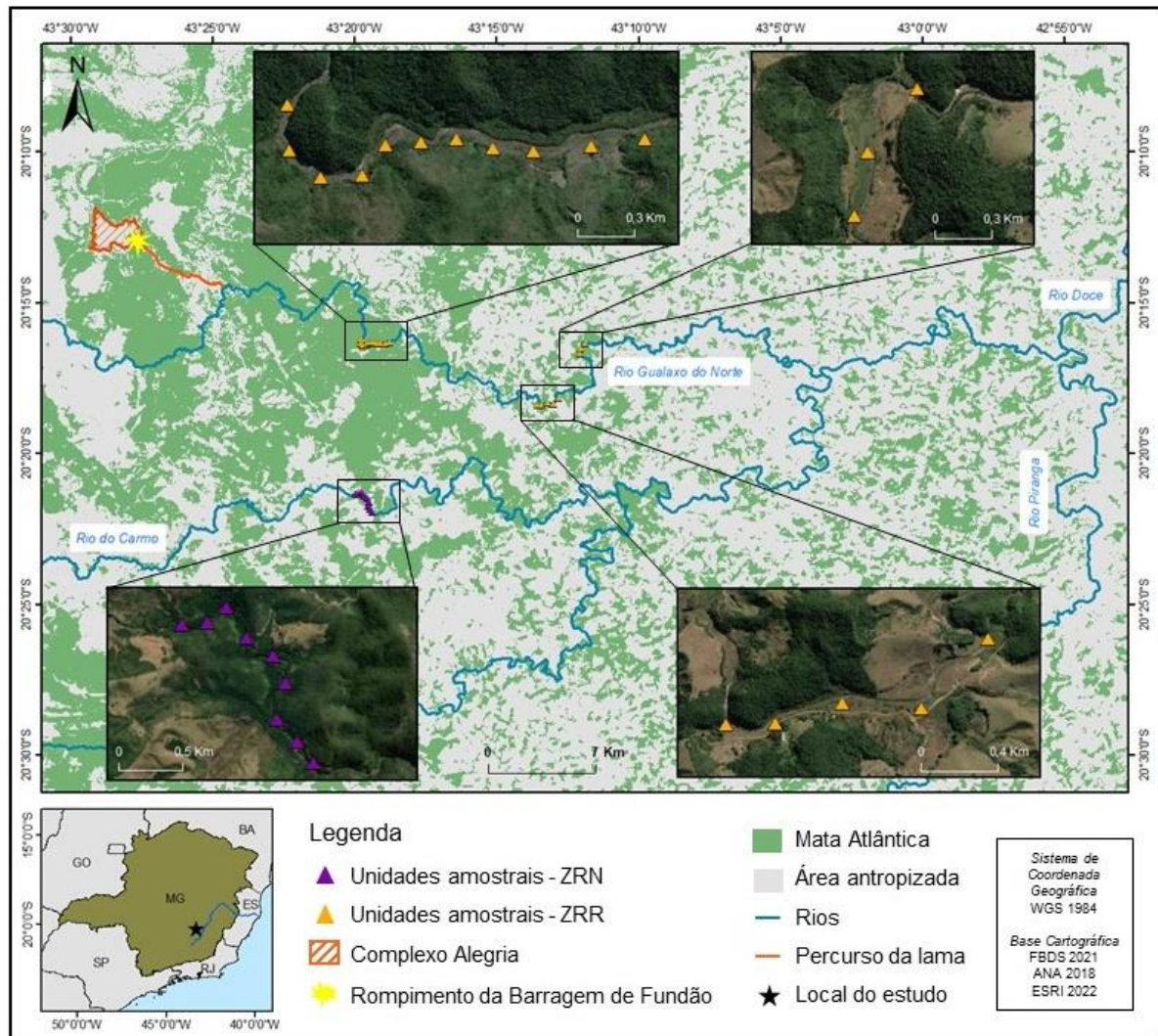
### **2.1. Área de estudo**

O estudo foi conduzido no município de Mariana, no estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. A região está inserida no bioma Mata Atlântica, sendo originalmente caracterizada como Floresta Estacional Semidecidual (Figura 1) (IBAMA, 2015). A região apresenta a temperatura média anual de 19 C° e precipitação média anual é de 1375 mm (Alvares et al., 2013), sendo que a estação seca ocorre entre abril e setembro e a estação chuvosa entre outubro e março, com precipitação mais intensa em dezembro e janeiro (Hatje et al., 2017). As coletas ocorreram no fim da estação seca, em setembro de 2021, quase seis anos após o rompimento da barragem de Fundão.

### **2.2. Delineamento amostral**

Foram definidas 27 unidades amostrais na zona ripária em restauração ao longo do rio Gualaxo do Norte (Figura 1). A definição do local de cada unidade amostral foi realizada com base em um reconhecimento prévio de campo, que levou em consideração a acessibilidade e autorização de acesso das áreas. As áreas das unidades amostrais encontram-se em processo de restauração desde janeiro de 2016 e foram inicialmente revegetadas com espécies de gramíneas e leguminosas de crescimento rápido, como crotalaria (*Crotalaria ololeuca*), cornichão (*Lotus corniculatus*), girassol forrageiro (*Helianthus annuus*), aveia preta (*Avena strigosa*), soja perene (*Neonotonia wightii*), lab lab (*Dolichos lablab*), estilosantes (*Stylosanthes* spp.), azevém (*Lolium multiflorum*), calopogonio (*Calopogonium mucunoides*), feijão guandu (*Cajanus cajan*), ervilhaca (*Vicia sativa*), sorgo formoso (*Sorghum bicolor*), capim vaquero (*Cynodon dactylon*), nabo forrageiro (*Raphanus sativus*) e milho (*Pennisetum glaucum*). Além disso, as áreas foram cercadas para facilitar a regeneração natural da vegetação

e apresentam crescimento de algumas espécies espontâneas, como o assa-peixe (*Vernonia sp.*) (TTAC, 2016; Cordeiro et al., 2022). Para fins de comparação, um trecho da zona ripária do rio do Carmo (afluente do rio Doce), que não foi impactado pelo rejeito, foi utilizado como referência em função da sua proximidade e localização em um fragmento de Mata Atlântica, apresentando mata ciliar nativa (Figura 1). Devido à curta extensão da zona ripária coberta com vegetação nativa e o relevo íngreme, foram estabelecidas nove unidades amostrais na área referência. Foi mantido uma distância mínima de 200 m entre cada unidade amostral na zona ripária dos rios Gualaxo do Norte e do Carmo para garantir independência amostral.



**Figura 1:** Mapa com a localização do município mineiro de Mariana, Brasil, e das unidades amostrais na zona ripária em restauração (ZRR) do rio Gualaxo do Norte e na zona ripária nativa (ZRN) do rio do Carmo.



### 2.2.1. Coleta de artrópodes

Para a amostragem dos artrópodes foram utilizadas armadilhas do tipo *pitfall* compostas por recipientes plásticos de 750 ml, preenchidos com 300 ml de solução composta por água, sal e detergente (Figura 2A) (Hohbein e Conway, 2018). Em cada unidade amostral foram instalados três *pitfalls* dispostos na forma de um triângulo, com 1 m de distância entre cada aresta (Figura 2B), formando uma única amostra que permaneceu no campo por um período de 48 horas. Esse desenho amostral aumenta o número de capturas e minimiza as consequências de eventuais perdas de armadilhas (Braga et al., 2013).



**Figura 2:** Armadilha do tipo *pitfall* para coleta de artrópodes (A); disposição das armadilhas no formato de um triângulo (B).

### 2.2.2. Triagem e identificação dos artrópodes

Os artrópodes coletados passaram por um processo de triagem, separando apenas os artrópodes com tamanho corporal de 2-20mm de largura. Posteriormente, eles foram separados em morfoespécies e identificados até nível de família e gênero quando possível. A ordem Araneae foi identificada de acordo com a chave taxonômica proposta por Brescovit et al. (2002), já a ordem Acari foi identificada com base na chave taxonômica proposta por Krantz (1978) e foram considerados apenas os indivíduos de vida livre. A família Formicidae foi identificada de acordo com a chave taxonômica proposta por Baccaro et al. (2015). O restante dos artrópodes foi identificado de acordo com as chaves propostas por Rafael et al. (2012). A riqueza e a abundância de artrópodes foram adotadas como parâmetros de diversidade (Southwood et al., 1982). Pelo fato de as formigas serem insetos sociais e muito abundantes, a abundância da família Formicidae foi calculada separadamente (Sáenz-Remo et al., 2019). Os artrópodes, exceto Formicidae que possui grupos funcionais específicos da família, foram

classificados de acordo com o hábito alimentar predominante de cada família ou gênero em predadores, herbívoros, detritívoros e onívoros (Wong et al., 2019; Menta e Remelli, 2020).

### **2.2.3 Amostragem das variáveis ambientais**

Em cada unidade amostral foi coletada uma amostra simples de solo na camada de 0-10 cm de profundidade com auxílio de uma pá reta para análises física, química e biológica do solo. As amostras foram armazenadas em sacos plásticos e colocadas em uma caixa térmica. Para determinação da densidade do solo, foi retirada uma amostra indeformada de solo em cada unidade amostral, coletada através de um anel volumétrico de alumínio (2,5 cm de altura x 6,3 cm de diâmetro) com o auxílio do amostrador de Uhland (Teixeira et al, 2017). Os anéis contendo as amostras de solo foram armazenados envoltos em plástico filme para garantir a integridade das amostras. Também foi coletada uma amostra de serrapilheira em cada unidade amostral com o auxílio de um quadrante de madeira com 25 x 25 cm de dimensão (Scoriza et al., 2017). As amostras de serrapilheira foram armazenadas em sacos de papel pardo para evitar a deterioração do material devido à perda de água. Todas as amostras foram coletadas somente após a retirada dos *pitfalls* para evitar distúrbios no solo que poderiam comprometer a coleta de artrópodes.

A densidade do sub-bosque foi utilizada como variável relacionada à vegetação, visto que, a zona ripária do rio Gualaxo do Norte ainda não apresenta a formação de dossel. Foi feita uma adaptação da metodologia proposta por Marsden (2002), que consiste na fotografia da vegetação com um fundo preto. Um tecido preto na dimensão de 1x1 m sustentado por um bastão de madeira foi utilizado para compor o fundo que ficou estendido no nível do solo e com 4,5 metros de distância do fotógrafo. Em cada ponto amostral foram tiradas quatro fotografias correspondentes as direções norte, sul, leste e oeste ao redor da triplicata de *pitfalls*. As fotografias foram registradas antes da instalação dos *pitfalls*.

### **2.2.3. Análise das variáveis ambientais**

Para análise biológica do solo foi quantificado o carbono da biomassa microbiana pelo método da fumigação-extração (Vance et al., 1987), já a respiração microbiana do solo foi determinada pelo método de captura do CO<sub>2</sub> pelo NaOH (Alef, 1995). Na análise física do solo, a densidade foi mensurada através da massa de solo seco de cada amostra dividida pelo volume do cilindro utilizado na coleta (Teixeira et al., 2017). Para a textura foi realizada a determinação

da fração de areia (2,0–0,02 mm), silte (0,02–0,002 mm) e argila (>0,002 mm) (Bouyoucos, 1962). Na análise química, foi realizado a determinação do pH em solução de água deionizada (Teixeira et al., 2017). Os teores de Fe e Mn foram determinados com a solução extratora Mehlich-1 e por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (Mehlich, 1953). O teor de matéria orgânica foi determinado por oxidação com dicromato de potássio (Walkley e Black, 1934) e o teor de N foi determinado pelo método de digestão de Kjeldahl após extração com KCl (Bremner, 1960).

A serrapilheira foi secada na estufa de circulação forçada de ar, na temperatura entre 50 e 75°C até atingir o peso seco constante (Scoriza et al., 2017). Após a obtenção da massa seca, a serrapilheira foi pesada e em seguida separada nas seguintes frações: folhas, galhos, cascas, flores e frutos, e o material em estágio avançado de decomposição foi classificado como outros. Cada fração da serrapilheira foi pesada separadamente sendo possível calcular o índice de diversidade InvSimpson (InvD) (Queiroz et al., 2021). Já as fotografias do sub-bosque foram analisadas e processadas no *software* livre *Image J*, que determina a porcentagem de área coberta por vegetação através da análise de pixels brancos e pretos (Rasband, 2006). Para cada unidade amostral foi feita a média das quatro fotografias registradas para obter a porcentagem de cobertura do sub-bosque. As médias dos valores obtidos nas análises de todas as variáveis ambientais mencionadas se encontram na tabela 1 do material suplementar.

### 2.3. Análises estatísticas

As análises estatísticas foram realizadas através do *software R* (R Core Team, 2020). Primeiramente foi realizada uma análise de correlação de *Pearson* para verificar a possível colinearidade entre as variáveis ambientais amostradas (Figura 1S). As variáveis que apresentaram correlação forte, ou seja, superior a 0,7, foram desconsideradas nas análises estatísticas para evitar a indução do erro tipo II, que reduz a significância estatística das variáveis correlacionadas (Benesty et al., 2009). Após a análise de correlação, o teor de areia e argila não foram utilizados nas análises estatísticas.

Para verificar diferenças na composição da comunidade de artrópodes no geral entre a zona ripária em restauração e a nativa foi feita uma análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com pacote “Vegan” e foi utilizado a métrica de distância de Bray-Curtis, que considera a abundância de cada espécie (Oksanen et al., 2019). Para verificar diferenças na composição da comunidade de formigas também foi feita uma NMDS, porém utilizando a métrica de distância de Jaccard que considera a presença e ausência de cada espécie (Real e Vargas, 1996). Posteriormente, foi feita uma PERMANOVA para dar rigor estatístico aos

agrupamentos formados na NMDS para os artrópodes no geral e para as formigas (Warton et al., 2012). A função “envifit” foi utilizada para verificar se os agrupamentos formados na NMDS apresentaram um padrão associado às variáveis ambientais e quais delas explicaram de forma significativa a composição de espécies encontrada.

Para determinar a ocorrência de possíveis espécies indicadoras de artrópodes no geral e de formigas na zona ripária nativa e na zona ripária em restauração, foi utilizada a análise de espécies indicadoras (IndVal) com o pacote “labdsv” (Dufrene e Legendre, 1997; Roberts, 2019). A IndVal combina medidas do grau de especificidade de cada espécie, ou seja, se determinada espécie é encontrada em apenas um habitat, e a fidelidade, que é a frequência de ocorrência das espécies em um determinado habitat.

Para verificar a diversidade de espécies de artrópodes no geral e da família Formicidae entre a zona ripária nativa e a zona ripária em restauração foi feito uma curva de rarefação e extrapolação baseada no tamanho da amostra com o pacote “iNext”, utilizando os números da ordem de Hill para riqueza ( $q_0$ ), índice de Shannon ( $q_1$ ) e Simpson ( $q_2$ ) (Chao e Jost, 2012; Hsieh et al., 2016). A simples contagem de espécies em uma amostra pode subestimar a verdadeira riqueza de espécies, que pode não ser detectada na amostra. Diante disso, uma abordagem assintótica via estimativa de riqueza de espécies e uma abordagem não assintótica via rarefação e extrapolação pode inferir a riqueza de espécies e fazer comparações justas entre várias assembleias com base em esforços amostrais desiguais e amostras incompletas que perdem muitas espécies (Colwell e Coddington, 1994; Chao e Chiu, 2014).

Modelos com mínimos quadrados generalizados (GLS) e a ANOVA foram utilizados para verificar se os grupos funcionais diferiram entre a zona ripária nativa e a zona ripária em restauração através do pacote “lme4” (Bates, 2014). O GLS é uma extensão do modelo linear e é utilizado quando há heteroscedasticidade nos dados, ou seja, quando a variância do erro padrão não é constante (Cleasby e Nakagawa, 2011). O GLS também foi utilizado para verificar a resposta da riqueza estimada de artrópodes no geral e de formigas em função das variáveis ambientais. Para estimar a riqueza de artrópodes e de formigas foi utilizado o estimador Chao1 com o pacote iNext (Chao, 1984; Hsieh et al., 2016). Foi feito um modelo global com as variáveis ambientais que não apresentaram colinearidade superior a 0,7 e, a partir disso, foram criados modelos retirando as variáveis ambientais sem efeito significativo ( $p > 0,05$ ). Esse processo de seleção de modelos é chamado *Backward selection* (Kadane e Nazar, 2004). Os modelos criados a partir do modelo global foram comparados entre si através do Critério de informação Akaike para pequenas amostras (AICc), com o pacote “AICcmodavg”, que foi utilizado como critério de verossimilhança para definir o melhor modelo (Burnham et al., 2011;

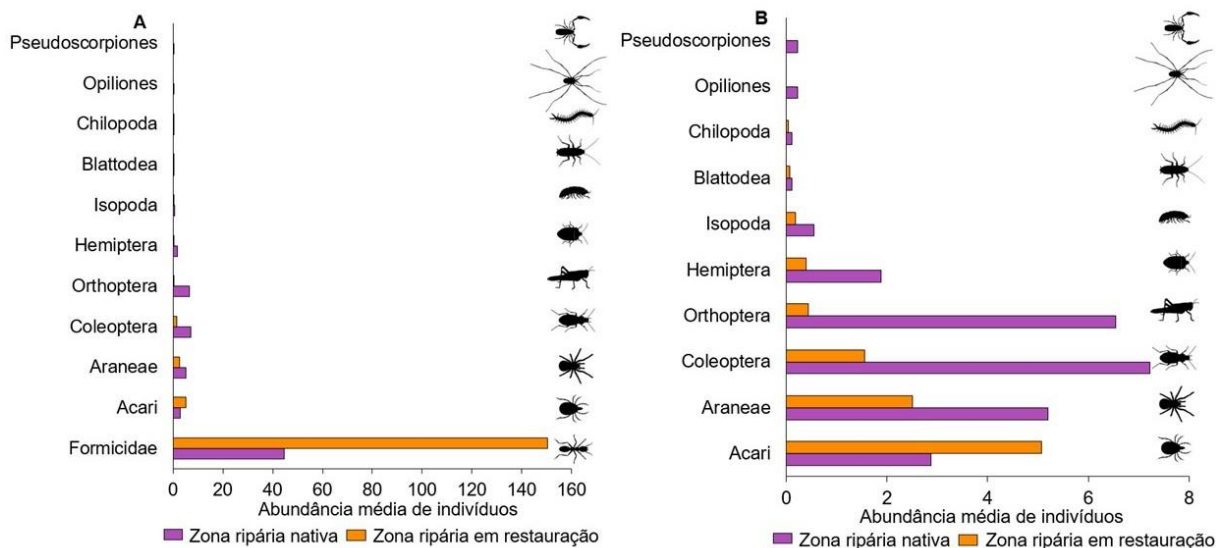
Symonds e Moussalli, 2011; Mazerolle, 2020). Os pressupostos de cada modelo foram verificados através da inspeção visual do *plot* dos resíduos para normalidade e homogeneidade da variância (Kozark e Piepho, 2018).

### 3. RESULTADOS

#### 3.1 Composição da comunidade de artrópodes

##### 3.1.1 Abundância de táxons

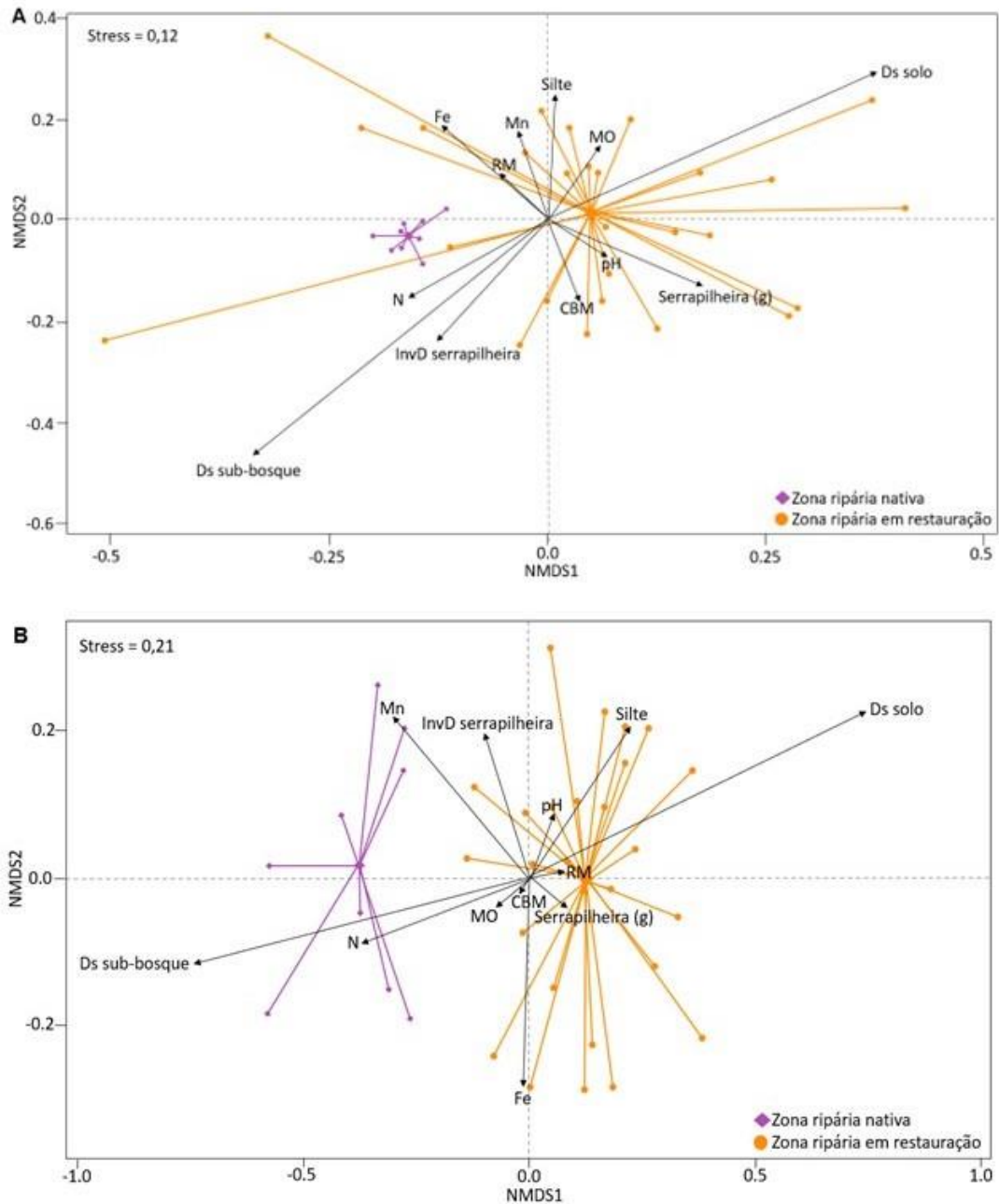
Foram registradas um total de 10 ordens de artrópodes (Figura 3A e Tabela 2S): Araneae, Acari, Hemiptera, Orthoptera, Coleoptera, Hymenoptera (Família Formicidae), Blattodea, Isopoda, Opiliones e Pseudoscorpiones, além da superclasse Myriapoda (Classe Chilopoda). Os Opiliones e Pseudoscorpiones foram registradas apenas na zona ripária nativa. A família Formicidae (Hymenoptera) foi a mais abundante nas duas regiões, correspondendo a mais de 90% dos artrópodes coletados na zona ripária em restauração e 65% na zona ripária nativa. A ordem Coleoptera foi a segunda mais abundante na zona ripária nativa e a ordem Acari foi a segunda mais abundante na zona ripária em restauração (Figura 3B).



**Figura 3:** Abundância média de indivíduos de artrópodes coletados em relação ao número de pontos amostrais na zona ripária nativa do rio do Carmo e na zona ripária em processo de restauração no rio Gualaxo do Norte considerando presença (A) e a ausência da família Formicidae (B).

### 3.1.2 Análise de escalonamento multidimensional não métrico

Para os artrópodes no geral o NMDS apresentou um stress de 0,12 e mostrou uma clara separação visual na composição da comunidade de artrópodes entre a zona ripária nativa e a zona ripária em processo de restauração (Figura 4A), o que foi posteriormente confirmado pela PERMANOVA ( $p < 0,05$  e  $R^2 = 0,13$ ). As variáveis ambientais que explicaram de forma significativa a composição de espécies de artrópodes no geral apresentada na NMDS foram a densidade do solo ( $p < 0,05$  e  $R^2 = 0,22$ ) e a densidade do sub-bosque ( $p < 0,05$  e  $R^2 = 0,33$ ) (Figura 4A e Tabela 3S). A densidade do sub-bosque foi maior na zona ripária nativa e a densidade do solo foi maior na zona ripária em restauração, os dois vetores formaram um ângulo obtuso indicando que as duas variáveis se correlacionam de forma negativa, ou seja, quanto maior a densidade do solo menor é a densidade do sub-bosque. Já para a família Formicidae o NMDS apresentou um stress de 0,21 e apresentou comunidades significativamente distintas entre as zonas ripárias nativa e em restauração de acordo com a PERMANOVA ( $p < 0,05$  e  $R^2 = 0,60$ ) (Figura 4B). A densidade do solo ( $p < 0,05$  e  $R^2 = 0,56$ ) e a densidade do sub-bosque também foram as variáveis ambientais que explicaram de forma significativa a composição de espécies de formigas (Figura 4B e Tabela 4S).



**Figura 4:** Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) que representa a ordenação das variáveis ambientais com a estrutura da comunidade de artrópodes no geral (A) e da família Formicidae (B) na zona ripária nativa do rio do Carmo e na zona ripária em restauração do rio Gualaxo do Norte. Legenda: As setas pretas representam a ordenação das variáveis ambientais, as setas roxas com ponta de triângulo representam a ordenação da comunidade de artrópodes da zona ripária nativa do rio do Carmo e as setas laranjas com ponta redonda são referentes a zona ripária em restauração do rio Gualaxo do Norte. (RM) Respiração microbiana, (CBM) Carbono da biomassa microbiana, (MO) Matéria orgânica, (InvD serrapilheira) Diversidade da serrapilheira, (Ds) Densidade do solo, (Mn) teor de manganês do solo, (N) teor de nitrogênio do solo, (Fe) teor de ferro do solo, (pH) pH do solo.

### 3.2 Índice de espécies indicadoras

Para os artrópodes no geral foram detectadas 11 espécies indicadoras na zona ripária nativa ( $p < 0,05$ ) (Tabela 1). Sendo elas pertencentes às ordens Isopoda, Orthoptera, Coleoptera e Araneae. A IndVal não detectou nenhuma espécie indicadora para a zona ripária em restauração. Para a família Formicidae foram encontradas quatro espécies indicadoras para a zona ripária em restauração e seis espécies indicadoras para a zona ripária nativa (Tabela 1).

**Tabela 1:** Espécies indicadoras (IndVal) de artrópodes no geral e da família Formicidae para a zona ripária nativa do rio do Carmo e a zona ripária em restauração do rio Gualaxo do Norte.

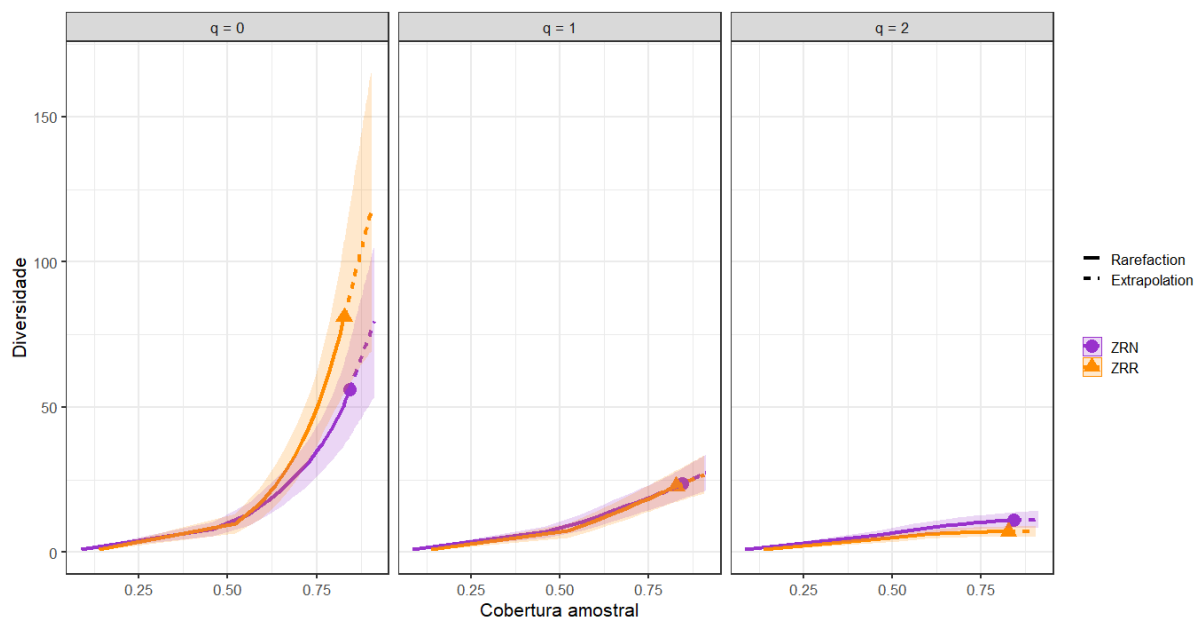
<b>Espécie</b>	<b>Habitat</b>	<b>IndVal</b>	<b>p-value</b>
<b>Artrópodes Geral</b>			
<i>Paragrillidae sp.1</i> (Orthoptera)	ZRN	0,96	0,001
<i>Sthaphylinidae sp.1</i> (Coleoptera)	ZRN	0,91	0,001
<i>Phalangopsidade sp.1</i> (Orthoptera)	ZRN	0,76	0,001
<i>Isopoda sp.1</i>	ZRN	0,64	0,001
<i>Agyneta sp.1</i> (Araneae)	ZRN	0,44	0,002
<i>Theridiidae sp.1</i> (Araneae)	ZRN	0,39	0,019
<i>Tenedos sp.1</i> (Araneae)	ZRN	0,33	0,014
<i>Sthaphylinidae sp.2</i> (Coleoptera)	ZRN	0,33	0,014
<i>Coleosoma floridana</i> (Araneae)	ZRN	0,3	0,023
<i>Ctenidae sp.3</i> (Araneae)	ZRN	0,22	0,045
<i>Linyphiidae sp.1</i> (Araneae)	ZRN	0,22	0,046
<b>Família Formicidae</b>			
<i>Solenopsis</i>	ZRR	0,78	0,009
<i>Brachymyrmex sp.2</i>	ZRR	0,69	0,009
<i>Oxyepoecus sp.3</i>	ZRR	0,55	0,008
<i>Oxyepoecus sp.2</i>	ZRR	0,51	0,019
<i>Pheidole sp.1</i>	ZRN	0,74	0,001
<i>Brachymyrmex sp.1</i>	ZRN	0,65	0,001
<i>Diponera sp.1</i>	ZRN	0,64	0,001
<i>Gnamptogenys</i>	ZRN	0,54	0,001
<i>Oxyepoecus sp.1</i>	ZRN	0,53	0,002
<i>Simopelta sp.1</i>	ZRN	0,33	0,009

Legenda: (ZRN) Zona ripária nativa do rio do Carmo, (ZRR) Zona ripária em restauração do rio Gualaxo do Norte. (IndVal) Valor indicador. p significa a probabilidade como resultado do teste de permutação. A tabela só apresenta os valores significativos de acordo com o resultado da IndVal ( $p < 0,05$ ).



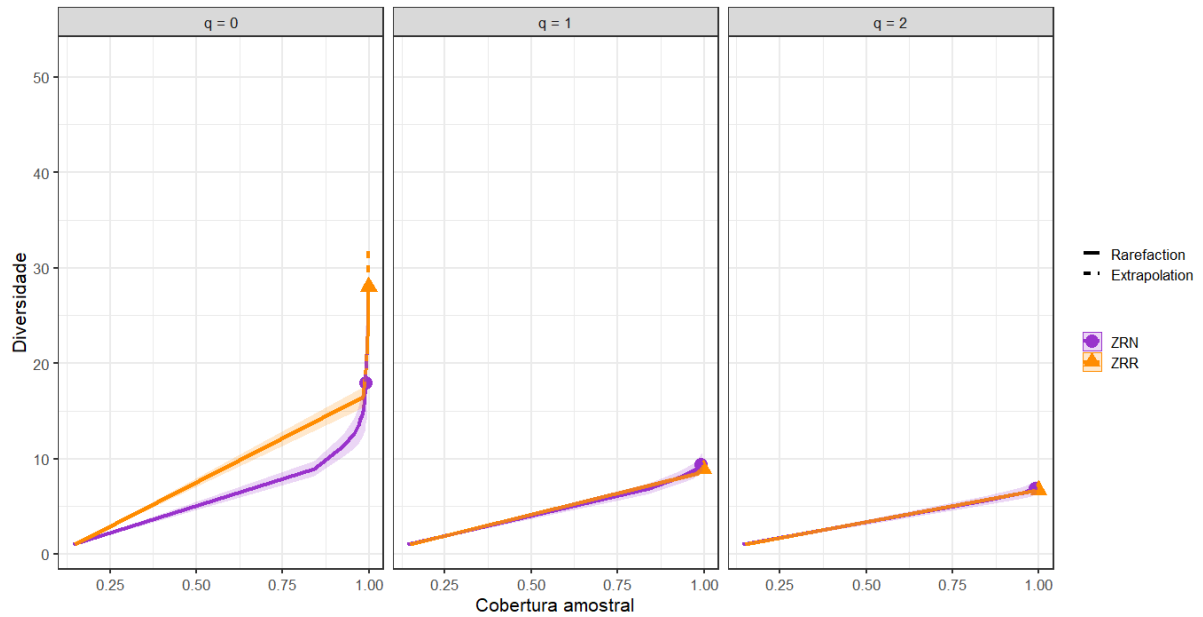
### 3.3 Diversidade de artrópodes

Para a diversidade de artrópodes no geral (Figura 5), a cobertura amostral conseguiu capturar 84% da diversidade de espécies na zona ripária nativa e 82% na zona ripária em restauração. Na ordem  $q=0$  que representa a riqueza de espécies, a zona ripária em restauração apresentou um maior número de espécies em relação a zona ripária nativa. Já na ordem  $q=1$ , que representa o índice de diversidade de Shannon, e  $q=2$ , que representa o índice de dominância de Simpson, a diversidade e dominância de espécies foram semelhantes entre as duas regiões.



**Figura 5:** Comparação da rarefação e extrapolação com base na cobertura amostral para a diversidade de artrópodes no geral com base nos números da ordem de Hill  $q=0$  (Riqueza),  $q=1$  (índice de Shannon) e  $q=2$  (índice de Simpson) na zona ripária nativa do rio do Carmo e na zona ripária em restauração do rio Gualaxo do Norte. Legenda: (ZRR) Zona ripária em restauração do rio Gualaxo do Norte; (ZRN) Zona ripária nativa do rio do Carmo. A linha contínua representa a interpolação baseada na amostra, a linha pontilhada representa a extrapolação, o sombreado representa o intervalo de confiança de 95%.

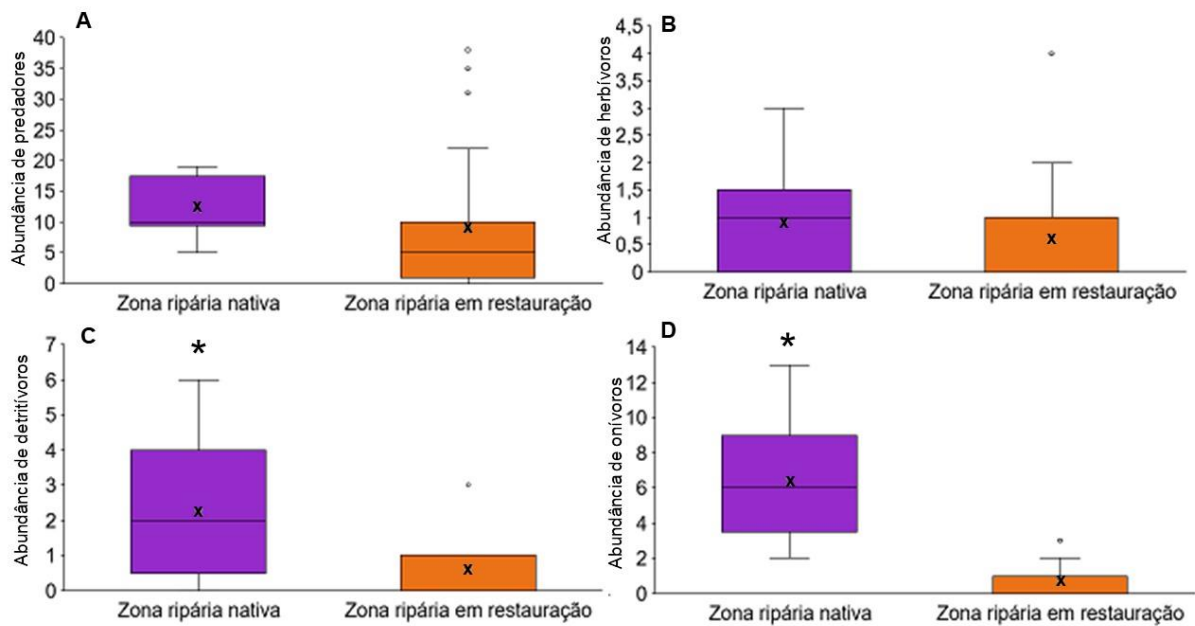
Para a diversidade da família Formicidae (Figura 6), a cobertura amostral conseguiu capturar 99,01% da diversidade de espécies na zona ripária nativa e 99,88% na zona ripária em restauração. Na ordem  $q=0$ , a zona ripária em restauração apresentou um maior número de espécies em relação a zona ripária nativa. Já nas ordens  $q=1$  e  $q=2$ , a diversidade e dominância de espécies foram semelhantes entre as duas regiões



**Figura 6:** Comparação da rarefação e extrapolação com base na cobertura amostral para a diversidade de espécies da família Formicidae com base nos números da ordem de Hill  $q=0$  (Riqueza),  $q=1$  (índice de Shannon) e  $q=2$  (índice de Simpson) na zona ripária nativa do rio do Carmo e na zona ripária em restauração do rio Gualaxo do Norte. Legenda: (ZRR) Zona ripária em restauração do rio Gualaxo do Norte; (ZRN) Zona ripária nativa do rio do Carmo. A linha contínua representa a interpolação baseada na amostra, a linha pontilhada representa a extrapolação, o sombreado representa o intervalo de confiança de 95%.

### 3.4 Grupos funcionais de artrópodes

Em relação aos grupos funcionais (Tabela 5S), a abundância de predadores (Figura 7A) e herbívoros (Figura 7B) não apresentou diferença significativa entre a zona ripária nativa e a em restauração. Já os detritívoros (Figura 7C) e onívoros (Figura 7D) foram significativamente mais abundantes na zona ripária nativa ( $p < 0,05$ ).



**Figura 7:** Abundância de grupos funcionais de predadores (A), herbívoros (B), detritívoros (C) e onívoros (D) presentes na zona ripária nativa do rio do Carmo e na zona ripária em processo de restauração no rio Gualaxo do Norte. Legenda: O (\*) significa valor de p significativo ( $p < 0,05$ ) de acordo com a ANOVA.

### 3.5 Efeito das variáveis ambientais na diversidade de artrópodes

O modelo contendo o carbono da biomassa microbiana, a densidade do sub-bosque e o teor de matéria orgânica do solo como variáveis explicativas para a riqueza estimada de espécies de artrópodes no geral apresentou menor AICc (Tabela 2), sendo considerado o melhor modelo. Para explicar a riqueza estimada da família Formicidae, o modelo nulo foi o melhor modelo (Tabela 2).

**Tabela 2:** Seleção de modelos com base no menor AICc para cada parâmetro de diversidade avaliado.

Variável resposta	Variáveis explanatórias	K	AICc	DeltaAIC	w
Riqueza estimada artrópodes	Ds sub-bosque + CBM + MO	5	311,53	0	51
Riqueza estimada artrópodes	Ds sub-bosque + CBM	4	312,47	0,93	0,32
Riqueza estimada artrópodes	Modelo global	14	314,16	2,63	0,14
Riqueza estimada artrópodes	Modelo nulo	2	316,7	5,16	0,04
Riqueza estimada de formigas	Modelo nulo	2	198,11	0	1
Riqueza estimada de formigas	Modelo global	14	249,28	51,17	0

Legenda: (CBM) Carbono da biomassa microbiana, (MO) Matéria orgânica, (Ds sub-bosque) Densidade do sub-bosque, (K) Número de parâmetros do modelo, (AICc) Critério de informação Akaike para pequenas amostras, (DeltaAIC) Diferença na pontuação do AIC entre o melhor modelo e o modelo que está sendo comparado, (w) Peso do modelo.

## 4. DISCUSSÃO

### 4.1 Composição da comunidade de artrópodes

#### 4.1.1 Abundância de táxons

A maioria dos artrópodes coletados pertence à família Formicidae (Figura 3A, Tabela 2S), o que é um fato comum, visto que, as formigas são os insetos mais dominantes em ecossistemas terrestres (Wilson, 1990). Mais de 90% dos artrópodes coletados na zona ripária em restauração pertencem a família Formicidae, em contrapartida, as formigas correspondem a 65% do total de artrópodes coletados na zona ripária nativa. A comunidade de artrópodes em áreas com distúrbios ambientais pode ser dominada por grupos oportunistas, como as formigas, que são capazes de se adaptar e tolerar certos níveis de distúrbio (Laurance et al., 2002).

A dominância de formigas na zona ripária em restauração pode trazer benefícios e problemas para processo de restauração. Por um lado, as formigas podem contribuir para diminuir a densidade do solo e aumentar a infiltração de água através da construção dos ninhos (Nkem et al., 2000). Além disso, as formigas podem incorporar matéria orgânica e contribuir para a fertilidade do solo através do hábito de forragear (Cammeraat et al., 2008). Por outro lado, as formigas cortadeiras são potenciais causadoras de danos ao desenvolvimento de sementes e plantas em estágios iniciais de desenvolvimento (Vasconcelos e Cherrett, 1997; Montoya-Lerma, et al., 2012). As formigas cortadeiras pertencem aos gêneros *Atta* e *Acromyrmex* (Myrmicinae) e ambos foram registrados em maior abundância na zona ripária em restauração (Tabela 1S). As plantas cultivadas em solos com maior concentração de rejeito de mineração de ferro proveniente do rompimento da barragem de Fundão apresentaram uma maior chance de serem atacadas por formigas cortadeiras da espécie *Acromyrmex subterraneus* (Nascimento et al., 2020). A resposta fisiológica das plantas ao estresse causado pelas propriedades físicas e químicas do rejeito atua como um atrativo para essas formigas (Meyer et al., 2006). Diante disso, mudas implantadas em áreas com alta concentração de rejeito podem ter mais dificuldades no crescimento, reduzindo sua chance de sobrevivência e eficácia do processo de restauração.

Depois de Formicidae, a ordem Acari foi a mais abundante na zona ripária em restauração (Figura 3B). A maioria dos ácaros encontrados pertence à subordem Prostigmata (Tabela 2S), eles se movem rapidamente a procura de presas e são mais responsivos a disponibilidade de recursos do que ao tempo de restauração (John et al., 2002). As ordens Opiliones e Pseudoscorpiones (Arachnida) (Figura 3B) foram encontradas exclusivamente na zona ripária nativa. Os opiliões e os pseudoscorpíões são predadores especializados e possuem

baixa capacidade de dispersão e colonização, determinadas espécies são vulneráveis a distúrbios ambientais e dependentes de ecossistemas mais complexos, fato que pode explicar sua ausência na zona ripária em restauração (Yamamoto et al., 2001; Machado, 2007).

#### **4.1.2 Análise de escalonamento multidimensional não métrico**

A composição da comunidade de artrópodes no geral e de formigas foram distintas entre a zona ripária nativa e a zona ripária em restauração. Quando ocorre a colonização secundária após um grande distúrbio é comum detectar variações significativas na composição da comunidade de artrópodes (Frouz et al., 2006). Alterações no hábitat podem fazer com que espécies nativas sejam substituídas por espécies tolerantes a distúrbios ou invasoras, modificando a composição de espécies (Zettler, 2004; Ribeiro-Neto et al., 2016).

A densidade do solo e a densidade do sub-bosque foram as variáveis ambientais determinantes na composição de espécies de artrópodes no geral (Figura 4 e Tabela 3S) e de formigas (Figura 5 e Tabela 4S) entre a zona ripária nativa e a em restauração. A deposição de rejeito levou ao aumento na densidade do solo, fato associado a composição mineralógica do rejeito, que é rico em quartzo e óxidos de ferro, e ao tamanho das suas partículas, que possuem textura siltosa e arenosa, desfavorecendo a formação e estabilização dos agregados (Santos et al., 2019; Silva et al., 2021). Alterações na densidade do solo podem influenciar de forma direta e indireta na comunidade de artrópodes. Os poros presentes no solo são um canal direto para a movimentação dos artrópodes edáficos, principalmente aqueles de maior tamanho corporal, dessa forma, a redução na porosidade do solo causada pelo aumento na densidade pode atuar como um fator limitante para a movimentação e dispersão desses organismos (Pressler et al., 2018). Além disso, a densidade elevada pode dificultar o desenvolvimento da vegetação, que cresce sob condições de estresse e apresenta alterações morfológicas e fisiológicas, criando um ambiente que oferece recursos e condições distintas de áreas com densidade menor (Tabela 1S) (Fernandes et al., 2016; Segura et al., 2016). Já em relação a densidade do sub-bosque, a zona ripária nativa apresentou maiores valores (Tabela 1S), sendo uma característica comum de áreas com florestas nativas ou em estágio avançado de sucessão ecológica (Wali, 1999). A vegetação é considerada um dos principais fatores que determinam a estrutura e a composição da comunidade de artrópodes, pois é um hábitat físico para a maioria das espécies, além de ser fonte primária de recurso (Lewinsohn et al., 2005).

## 4.2 Índice de espécies indicadoras

O IndVal apontou espécies de artrópodes no geral que foram indicadoras apenas na zona ripária nativa, sendo elas pertencentes as ordens Orthoptera, Araneae, Coleoptera e Isopoda (Tabela 1). Este método combina o grau de especificidade de uma determinada espécie para um status ecológico, como um tipo de habitat, e sua fidelidade dentro do status que é medida através da sua percentagem de ocorrência (Dufrêne e Legendre, 1997). Portanto, a ausência de espécie indicadoras na zona ripária em restauração pode ser uma evidência da baixa especificidade de espécies encontradas nessa região. A espécie com maior valor indicador da zona ripária em restauração pertence à família Paragryllidae (Orthoptera) (Tabela 1). Os ortópteros são elementos centrais na cadeia trófica, pois representam consumidores de primeira ordem e são fonte de alimento para outros táxons, como aves (Odum et al., 1962; Kok e Kouw, 2000). No geral, os aspectos do ambiente que tendem a interferir na ocorrência de ortópteros são a estrutura da vegetação e as condições climáticas, como umidade (Weyer et al., 2012; Humbert et al., 2021). A segunda espécie com maior valor indicador na zona ripária em restauração pertence à família Staphylinidae (Coleoptera) (Tabela 1). Os estafilínídeos são besouros predadores e comuns em sistemas naturais e alterados, porém a composição de espécies tende a ser determinada por aspectos como a vegetação, a qualidade nutricional da serrapilheira e teor de N no solo (Bohac, 1999; Stasiov et al., 2021).

Para a família Formicidae foram registradas quatro espécies indicadoras para a zona ripária em restauração e seis espécies para a zona ripária nativa (Tabela 1). Uma espécie do gênero *Solenopsis* apresentou maior valor indicador para a zona ripária em restauração e uma espécie do gênero *Pheidole* apresentou maior valor indicador para a zona ripária nativa. Os gêneros *Solenopsis* e *Pheidole* correspondem a formigas forrageadoras que constroem ninhos no solo, são abundantes e amplamente distribuídos (Graham et al., 2004; Pacheco et al., 2013). Além disso, ambos os gêneros contribuem na dispersão secundária de sementes e na manutenção da estruturação do solo através da construção dos ninhos (Sanabria et al., 2014). A ocorrência de *Solenopsis* e *Pheidole* como espécies indicadoras da zona ripária em restauração e da nativa, respectivamente, pode demonstrar um certo grau de semelhança em termos de função ecológica desempenhada pelas formigas entre as duas regiões.

### 4.3 Diversidade de artrópodes

A curva de rarefação e extrapolação para a ordem  $q=0$ , que representa a riqueza de espécies, mostrou que a amostragem de artrópodes no geral (Figura 5) e de formigas (Figura 6) não foi capaz de capturar a riqueza de total de espécies na zona ripária nativa e na zona ripária em restauração. Porém, este é um resultado comum em regiões tropicais, como o Brasil, devido ao grande número de espécies raras. A acumulação e extrapolação de espécies de ecossistemas tropicais geralmente não atingem uma curva assíntota mesmo com grande tamanho amostral (Price et al., 1995; Grimbacher et al., 2007).

A riqueza de espécies no geral (Figura 5) e da família Formicidae (Figura 6) foram maiores na zona ripária em restauração, resultado diferente do esperado, visto que, áreas como florestas nativas ou em estágio avançado de restauração tendem a apresentar uma maior riqueza de espécies (Cole et al., 2016; Minor et al., 2021). Pensando na colonização de um determinado habitat após um distúrbio, as espécies colonizadoras são oriundas das regiões adjacentes e tendem a ser espécies abundantes e não raras (Schowalter, 2000). As áreas adjacentes a zona ripária do rio Gualaxo do Norte são heterogêneas, sendo compostas por plantações diversas, pastagens e fragmentos de floresta nativa (IBAMA, 2015), dessa forma, essas áreas podem servir como fonte de diferentes espécies para as áreas em restauração, contribuindo para uma maior riqueza.

### 4.4 Grupos funcionais de artrópodes

Em relação aos grupos funcionais de artrópodes (exceto Formicidae), os detritívoros (Figura 7C e Tabela 5S) e onívoros (Figura 7D e Tabela 5S) foram significativamente mais abundantes na zona ripária nativa. Áreas nativas ou estágio avançado de sucessão ecológica tendem a desenvolver uma vegetação mais diversa que proporciona a formação de habitats mais complexos e que são capazes de suportar diferentes nichos ecológicos, contribuindo para uma maior abundância de diferentes grupos funcionais (Randlkofer et al., 2010; Stein et al., 2014). Devido a sua redundância funcional, os onívoros podem amenizar os efeitos de declínios na população de predadores, herbívoros e detritívoros, contribuindo para a estabilidade da cadeia alimentar (Fagan, 1997). Diante disso, a menor abundância de onívoros pode resultar em uma menor resiliência da cadeia trófica na zona ripária em restauração. Já os detritívoros fragmentam a matéria orgânica em pedaços menores, facilitando a colonização e decomposição por fungos e bactérias que realizam o processo de mineralização dos nutrientes (Barrios, 2007).

Logo, a menor abundância de detritívoros pode prejudicar a ciclagem de nutrientes na zona ripária em restauração.

Os grupos funcionais tendem a se reestabelecer mais rapidamente que a composição de espécies (Cole et al., 2016). Porém, é necessário buscar o reestabelecimento de todos os aspectos da biota, visto que, cada espécie atua em um nicho específico da cadeia trófica do solo e em funções ambientais que resultam em um ecossistema funcional, autossustentável e resiliente (Yang et al., 2018). Por exemplo, a grande dominância de formigas na zona ripária em restauração pode ser controlada através de relações tróficas como a predação e competição, exercendo um controle natural da população (Dun et al., 2007).

#### **4.5 Efeito das variáveis ambientais na diversidade de artrópodes**

A densidade do sub-bosque, o carbono da biomassa microbiana e a o teor de matéria orgânica do solo foram as variáveis ambientais explicativas para a riqueza estimada de artrópodes (Tabela 2). Pensando no funcionamento do ecossistema, essas três variáveis se relacionam entre si. A comunidade microbiana é responsável por realizar a decomposição e mineralização da matéria orgânica do solo, liberando os nutrientes em formas assimiláveis pelas plantas e outros organismos, contribuindo para a nutrição e desenvolvimento da comunidade que vive no solo (Prasad et al., 2021). Além disso, em termos de fluxo de energia através da cadeia trófica do solo, a biomassa microbiana é fonte de recurso alimentar para determinados microartrópodes, como colêmbolas, que são presas dos artrópodes maiores (Moore et al., 1988). Logo, a biomassa microbiana, o teor de matéria orgânica do solo e a densidade do sub-bosque são variáveis ambientais que estão envolvidas na oferta de recursos e criação de habitats para a comunidade de artrópodes, potencializando o aumento de sua riqueza e diversidade (Potapov et al., 2017).

#### **4.6 O processo de restauração**

À medida que ocorre o processo de sucessão ecológica da vegetação, é esperado uma melhoria nas condições ambientais e que a composição de artrópodes das áreas em restauração se assemelhe mais às áreas nativas utilizadas como referência (Meloni e Varanda, 2015). Porém, apesar de apresentarem uma melhora em relação as áreas inicialmente degradadas, existe uma tendência de que áreas em processo de restauração não voltem a ter a mesma biodiversidade da referência (Atkinson et al., 2020). Isso ocorre porque mesmo com o processo de restauração,



essas áreas ainda podem sofrer influência do distúrbio inicial e de outros fatores ambientais. Diante disso, é possível que devido à presença do rejeito no ambiente, o ecossistema não se assemelhe às condições naturais originais, mas que passe a desenvolver atributos diferentes e que suportam uma comunidade diferente (Hossner e Hons, 1992; Fernandes et al., 2016).

De acordo com o TTAC (2016), o prazo para o plantio de vegetação nativa termina em 2026. A vegetação emergencial, composta por espécies de leguminosas e gramíneas, ainda predomina na região (Cordeiro et al., 2022), fato que pode contribuir para promover comunidades de artrópodes com atributos distintos entre a zona ripária em restauração em relação a zona ripária nativa. Logo, a implementação de espécies nativas pode favorecer o restabelecimento da comunidade de artrópodes e atenuar essas diferenças (Rodrigues et al., 2009). Mesmo em uma fase inicial de restauração, estudos como esse são de extrema importância para poder compreender como os componentes do ecossistema se comportam diante do processo de restauração e buscar alternativas que possam estimular a diversidade funcional e taxonômica para assegurar a efetividade desse processo. Ademais, o monitoramento a longo prazo dessas áreas é imprescindível, visto que, é um desastre ambiental sem precedentes e pouco se sabe sobre os impactos no ecossistema a longo prazo (Herrick et al., 2006; Carmo et al., 2017).

## **5. CONCLUSÃO**

Este é o primeiro estudo realizado nas áreas impactadas pelo rompimento da barragem de Fundão que teve como foco a comunidade de artrópodes como bioindicadores do processo de restauração. A comunidade de artrópodes apresentou diferenças em sua composição, riqueza, e grupos funcionais, além das espécies indicadoras entre a zona ripária nativa e a zona ripária em restauração. Porém é importante ressaltar que as conclusões sobre a comunidade de artrópodes e as espécies indicadoras podem não ser aplicadas ao longo do ano todo, visto que, são aspectos que podem mudar de acordo com a sazonalidade. O plantio de espécies nativas pode ser uma alternativa para melhorar as condições ambientais relacionadas ao solo e a vegetação na zona ripária em restauração do rio Gualaxo do Norte, como a densidade do solo e a densidade do sub-bosque, além de poder contribuir para atenuar as diferenças na composição da comunidade de artrópodes. O presente estudo foi realizado após apenas seis anos desde o início do processo de restauração das áreas, que é um processo longo e pode demorar décadas. Diante disso, avaliar a resposta da comunidade de artrópodes e de outros organismos diante do processo de restauração, além do monitoramento a longo prazo, são essenciais para alcançar um resultado satisfatório nesse processo e atingir um ecossistema autossustentável.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alef, K., 1995. Field methods. In: Alef, K., Nannipieri, P. (Eds.), *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*, Academic Press, London, pp. 463-490.
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. M., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22, 711-728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Arenhardt, T. C. P., Vitorino, M. D., Martins, S. V., 2021. Insecta and Collembola as bioindicators of ecological restoration in the Ombrophilous Dense Forest in Southern Brazil. *Floresta e Ambiente*, 28. <https://doi.org/10.1590/2179-8087-FLORAM-2021-0008>
- Atkinson, J., Brudvig, L. A., Mallen-Cooper, M., Nakagawa, S., Moles, A. T., Bonser, S. P., 2022. Terrestrial ecosystem restoration increases biodiversity and reduces its variability, but not to reference levels: A global meta-analysis. *Ecology Letters*, 25(7), 1725-1737. <https://doi.org/10.1111/ele.14025>
- Baccaro, F. B., Feitosa, R. M., Fernández, F., Fernandes, I. O., Izzo, T. J., Souza, J. D., Solar, R., 2015. Guia para os gêneros de formigas do Brasil. Manaus: Editora INPA, pp. 388. <https://doi.org/10.5281/zenodo.32912>
- Barrios, E., 2007. Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological economics*, 64(2), 269-285. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.03.004>
- Bates, D. 2014. Penalized least squares versus generalized least squares representations of linear mixed models. R package version, 1-1. <http://cran.nexr.com/web/packages/lme4/vignettes/PLSvGLS.pdf>
- Batista, E. R., Franco, A. J., Silva, A. P. V., Silva, J. A. G. F., Tavares, D. S., Souza, J. K., Silva, A. O., Barbosa, M. V., Santos, J. V., Carneiro, M. A., 2022. Organic substrate availability and enzyme activity affect microbial-controlled carbon dynamics in areas disturbed by a mining dam failure. *Applied Soil Ecology* 169, 104169. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104169>
- Benesty, J., Chen, J., Huang, Y., Cohen, I., 2009. Pearson correlation coefficient. In: Cohen, I., Huang, Y., Chen, J., Benesty, J. (Eds.), *Noise reduction in speech processing*. Springer Berlin Heidelberg. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-00296-0\\_5](https://doi.org/10.1007/978-3-642-00296-0_5)
- Bohac, J., 1999. Staphylinid beetles as bioindicators. *Agriculture, ecosystems & environment*, 74, 357-372. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00043-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00043-2)
- Borges, F. L. G., da Rosa Oliveira, M., de Almeida, T. C., Majer, J. D., Garcia, L. C., 2021. Terrestrial invertebrates as bioindicators in restoration ecology: A global bibliometric survey. *Ecological Indicators*, 125, 107458. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107458>
- Bouyoucos, G. J., 1962. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils. *Agronomy Journal* 54, 464-465. <https://doi.org/10.2134/agronj1962.00021962005400050028x>
- Braga, R. F., Korasaki, V., Andresen, E., Louzada, J., 2013. Dung beetle community and functions along a habitat-disturbance gradient in the Amazon: a rapid assessment of ecological functions associated to biodiversity. *PLoS One*, 8(2), e57786. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0057786>

- Bremner, J. M., 1960. Determination of nitrogen in soil by the Kjeldahl method. *Journal of Agricultural Science*, 55, 11–33. <https://doi.org/10.1017/S0021859600021572>.
- Brescovit, A. D. *Araneae.*, 2002. In: Flórez-Daza, E. (Ed.), *Amazonian Arachnida and Myriapoda*. Pensoft, Sofia, pp. 303-344.
- Buchori, D., Rizali, A., Rahayu, G. A., Mansur, I., 2018. Insect diversity in post-mining areas: Investigating their potential role as bioindicator of reclamation success. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 19(5), 1696-1702. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d190515>
- Burnham, K. P., Anderson, D. R., & Huyvaert, K. P., 2011. AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. *Behavioral ecology and sociobiology*, 65(1), 23-35. <https://doi.org/10.1007/s00265-010-1029-6>
- Cammeraat, E. L. H., Risch, A. C., 2008. The impact of ants on mineral soil properties and processes at different spatial scales. *Journal of Applied Entomology*, 132(4), 285-294. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.2008.01281.x>
- Campanharo, Í. F., Martins, S. V., Villa, P. M., Kruschewsky G. C., Dias, A. A., Nabeta, F. H., 2020. Effects of forest restoration techniques on community diversity and aboveground biomass on area affected by mining tailings in Mariana, Southeastern Brazil. *Research in Ecology*, n. 2, v. 4, 2021. <https://pdfs.semanticscholar.org/151b/4cc4577b6473f3826d8dd8cc0a7650be50bf.pdf>
- Carmo, F. F., Kamiro, L. H., Junior, R. T., Campos, I. C., Carmo, F. F., Silvino, G., Castro, K. J., Mauro, M. L., Rodrigues, N. U., Miranda, M. P., Pinto, C. E., 2017. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. *Perspectives in ecology and conservation*, v. 15, n. 3, 145-151. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.06.002>
- Chao, A., 1984. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11, 265–70. <http://www.jstor.org/stable/4615964>.
- Chao, A., Chiu, C. H., 2014. Species richness: estimation and comparison. *Wiley StatsRef: statistics reference online*, 1, 26. <https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat03432.pub2>
- Chao, A., Jost, L., 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93, 2533–2547. <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
- Cleasby, I. R., Nakagawa, S., 2011. Neglected biological patterns in the residuals. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 65(12), 2361-2372. <https://doi.org/10.1007/s00265-011-1254-7>
- Cole, R. J., Holl, K. D., Zahawai, R. A., Wickey P., Townsend, A. R., 2016. Leaf litter arthropod responses to tropical forest restoration. *Ecology and Evolution*, v. 6(15), 5158-5168. <https://doi.org/10.1002/ece3.2220>
- Colwell, R. K., Coddington, J. A., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 345, 101-118. <https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0091>
- Cordeiro, J., Gomes, A. R., Santos, C. H. B., Rigobelo, E. C., Baptista, M. B., Moura, P. M., Scotti, M. R., 2022. Rehabilitation of the Doce River Basin after the Fundão dam collapse:

What has been done, what can be done and what should be done?. *River Research and Applications*, 38(2), 194-208. <https://doi.org/10.1002/rra.3894>

Dufrêne, M., Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach *Ecological Monographs*, 67, 345-366. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAAI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAI]2.0.CO;2)

Dunn, R. R., Parker, C. R., Sanders, N. J., 2007. Temporal patterns of diversity: assessing the biotic and abiotic controls on ant assemblages. *Biological Journal of the Linnean Society*, 91(2), 191-201. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2007.00783.x>

Fagan, W. F., 1997. Omnivory as a stabilizing feature of natural communities. *Am. Nat.* 150:554–67. <https://doi.org/10.1086/286081>

Fernandes, G. W., Goulart, F. F., Ranieri, B. D., Coelho, M. S., Dales, K., Boesche, N., Bustamante, M., Carvalho, F. A., Carvalho, D. C., Dirzo, R., Fernandes, S., Galetti, P. M., Millian, V. E. G., Mielke, C., Ramirez, J. L., Neves, A., Rogass, C., Ribeiro, S., Soares-Filho, B., 2016. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. *Natureza & Conservação* 14, 35-45. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.10.003>

Frouz, J., Prach, K., Pižl, V., Háněl, L., Starý, J., Tajovský, K., Materna, J., Balík, V., Kalcik, J., Rehounková., 2008. Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European journal of soil biology*, 44(1), 109-121. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2007.09.002>

Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hallet, J. G., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shae, N., Decler, K., Dixon, K. W., 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. *Restoration Ecology*. 27 (S1). <https://doi.org/10.1111/rec.13035>

Garcia, L. C., Ribeiro, D. B., Roque, F. O., Quintero, J. M., Laurance, W. F., 2017. Brazil's worst mining disaster: Corporations must be compelled to pay the actual environmental costs. *Ecological Applications* 27, 5-9. <https://doi.org/10.1002/eap.1461>

Gomes, L. C., Chippari-Gomes, A. R., Miranda, T. O., Pereira, T. M., Merçon, J., Davel, V. C., Barbosa, B. V., Pereira, A. C. H., Frossard, A., Ramos, J. P. L., 2018. Genotoxicity effects on *Geophagus brasiliensis* fish exposed to Doce River water after the environmental disaster in the city of Mariana, MG, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 79, 659-664. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.188086>

Gonçalves, F., Nunes, C., Carlos, C., López, Á., Oliveira, I., Crespí, A., Teixeira, B., Pinto, R., Costa, C. A., Torres, L., 2020. Do soil management practices affect the activity density, diversity, and stability of soil arthropods in vineyards?. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 294, 106863. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106863>

Graham, J. H., Hughie, H. H., Jones, S., Wrinn, K., Krzysik, A. J., Duda, J. J., Freeman, D. C., Emlen, J. M., Zak, J. C., Kovacic, D. A., Chamberlin-Graham, C., Balbach., H., 2004. Habitat disturbance and the diversity and abundance of ants (Formicidae) in the Southeastern FallLine Sandhills. *Journal of Insect Science*, 4, 1–15. <https://doi.org/10.1093/jis/4.1.30>

- Grimbacher, P. S., Catterall, C. P., Kanowski, J., Proctor, H. C., 2007. Responses of ground-active beetle assemblages to different styles of reforestation on cleared rainforest land. *Biodiversity Conservation*, 16, 2167-2184. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9146-2>
- Herrick, J. E., Schuman, G. E., Rango, A., 2006. Monitoring ecological processes for restoration projects. *Journal for Nature Conservation*, 14(3-4), 161-171. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2006.05.001>
- Hohbein, R. R., Conway, C. J., 2018. Pitfall traps: A review of methods for estimating arthropod abundance. *Wildlife Society Bulletin*, 42, 597-606. <https://doi.org/10.1002/wsb.928>
- Hossner, L. R., Hons, F. M., 1992. Reclamation of Mine Tailings. In: Lal, R., Stewart, B. A. (Eds.), *Soil Restoration. Advances in Soil Science*, 17. Springer, New York, NY. [https://doi.org/10.1007/978-1-4612-2820-2\\_10](https://doi.org/10.1007/978-1-4612-2820-2_10)
- Hoye, T. T.; Culler, L. E., 2018. Tundra arthropods provide key insights into ecological responses to environmental change. *Polar Biology*, 41(8), 1523-1529. <https://doi.org/10.1007/s00300-018-2370-x>
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., Chao, A., 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 1451-1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Humbert, J. Y., Delley, S., Arlettaz, R. 2021. Grassland intensification dramatically impacts grasshoppers: experimental evidence for direct and indirect effects of fertilisation and irrigation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 314, 107412. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107412>
- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis- IBAMA, 2015. Laudo Técnico Preliminar: Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais. Disponível em: [http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao/laudos/laudo\\_tecnico\\_preliminar\\_ibama.pdf](http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao/laudos/laudo_tecnico_preliminar_ibama.pdf). Acesso em: 07 jan. 2021.
- Islam, K.; Murakami, S., 2021 Global-scale impact analysis of mine tailings dam failures: 1915–2020. *Global Environmental Change*, 70, 102361. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2021.102361>
- Kenyeres, Z., 2020. Rapid succession of orthopteran assemblages driven by patch size and connectivity. *Rangeland Ecology & Management*, 73(6), 838-846. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2020.07.004>
- Kok, O. B., Louw, S. V., 2000. Avian and mammalian predators of Orthoptera in semi-arid regions of South Africa. *South African Journal of Wildlife Research*, 30, 122–128. <https://hdl.handle.net/10520/EJC117100>
- Kozak, M., Piepho, H. P., 2018. What's normal anyway? Residual plots are more telling than significance tests when checking ANOVA assumptions. *Journal of agronomy and crop science*, 204(1), 86-98. <https://doi.org/10.1111/jac.12220>.
- Krantz, G. W., 1978. A manual of acarology. Oregon State University, Corvallis, USA, pp. 509.
- Kremem, C., Colwell, R. K., Erwin, T. L., Murphy, D. D., Noss, R. F., Sanjayan, M. A., 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation biology*, pp. 796-808. <https://www.jstor.org/stable/2386811>

- Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., Gascon, C., Bierregaard, R. O., Laurance, S. G., Sampaio, E., 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation biology*, 16(3), 605-618. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x>
- Lewinsohn, T. M., Novotny, V., Basset, Y., 2005. Insects on plants: diversity of herbivore assemblages revisited. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 597-620. <https://www.jstor.org/stable/30033818>
- Machado, G., 2007. What are harvestmen? In: Pinto-da-Rocha, R., Machado, G., Giribet, G. (Eds.), *Harvestmen: The Biology of Opiliones*. Harvard University Press.
- Majer, J. D., Brennan, K. E., Moir, M. L., 2007. Invertebrates and the restoration of a forest ecosystem: 30 years of research following bauxite mining in Western Australia. *Restoration Ecology*, 15, S104-S115. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00298.x>
- Marsden, S. J., Fielding, A. H., Mead, C., Hussin, M. Z., 2002. A technique for measuring the density and complexity of understorey vegetation in tropical forests. *Forest Ecology and Management*, 165(1-3), 117-123. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00653-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00653-3)
- Martins, S. V., Villa, P. M., Nabeta, F. H., Silva, L. F., Kruschewsky, G. C., Dias, A. A., 2021. Study on site preparation and restoration techniques for forest restoration in mining tailings of Mariana, Brazil. *Research in Ecology 2*. <http://dx.doi.org/10.30564/re.v2i4.2610>
- Mazerolle, M. J., 2020. Model selection and multimodel inference using the AICcmodavg package. <https://mirror.marwan.ma/cran/web/packages/AICcmodavg/vignettes/AICcmodavg.pdf>
- Mehlich, A., 1953. Determination of P, Ca, Mg, K, Na and NH<sub>4</sub> by North Carolina Soil Testing Laboratories. Raleigh, University of North Carolina, pp. 195.
- Meloni, F., Varanda, E. M., 2015. Litter and soil arthropod colonization in reforested semi-deciduous seasonal Atlantic forests. *Restoration Ecology*, 23(5), 690-697. <https://doi.org/10.1111/rec.12236>
- Menta, C., Remelli, S., 2020. Soil health and arthropods: From complex system to worthwhile investigation. *Insects*, 11(1), 54. <https://doi.org/10.3390/insects11010054>
- Meyer, S. T.; Roces, F.; Wirth, R., 2006. Selecting the drought stressed: Effects of plant stress on intraspecific and within-plant herbivory patterns of the Leaf-Cutting Ant *Atta colombica*. *Functional Ecology*, 20(5), 973-981. <https://www.jstor.org/stable/4139334>
- Minor A. K., Eichholz M. W., Liechty J. S., 2021. Vegetation richness, diversity, and structure influence arthropod communities of native and restored northern mixed-prairies. *Restoration Ecology*, 29 (7):e13407. <https://doi.org/10.1111/rec.13407>
- Montoya-Lerma, J., Giraldo-Echeverri, C., Armbrrecht, I., Farji-Brener, A., Calle, Z., 2012. Leaf-cutting ants revisited: towards rational management and control. *International Journal of Pest Management*, 58(3), 225-247. <https://doi.org/10.1080/09670874.2012.663946>
- Moore, J. C., Walter, D. E., Hunt, H. W., 1988. Arthropod regulation of micro-and mesobiota in below-ground detrital food webs. *Annual review of Entomology*, 33(1), 419-435. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.33.010188.002223>

- Myers, N., Mittermeier, R., Mittermeier, C., et al., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Nkem, J. N., De Bruyn, L. L., Grant, C. D., Hulugalle, N. R., 2000. The impact of ant bioturbation and foraging activities on surrounding soil properties. *Pedobiologia*, 44(5), 609-621. [https://doi.org/10.1078/S0031-4056\(04\)70075-X](https://doi.org/10.1078/S0031-4056(04)70075-X)
- Odum, E. P., Connell, C. E., Davenport, L. B., 1962. Population energy-flow of 3 primary consumer components of old-field ecosystems. *Ecology*, 43-88. <https://www.jstor.org/stable/1932043>
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. T., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., 2019. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-4. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Omachi, C. Y., Siani, S. M., Chagas, F. M., Mascagni, M. L., Cordeiro, M., Garcia, G. D., Thompson C. C., Siegle, E., Thompson, F. L., 2018. Atlantic Forest loss caused by the world's largest tailing dam collapse (Fundão Dam, Mariana, Brazil). *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 12, 30-34. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.08.003>
- Pacheco, R., Vasconcelos, H. L., Groc, S., Camacho, G. P., Frizzo, T. L. M., 2013. The importance of remnants of natural vegetation for maintaining ant diversity in Brazilian agricultural landscapes. *Biodiversity Conservation*, 22, 983-997. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0463-y>
- Pedro, L., Perera-Fernández, L. G., López-Gallego, E., Pérez-Marcos, M., Sanchez, J. A., 2020. The effect of cover crops on the biodiversity and abundance of ground-dwelling arthropods in a Mediterranean pear orchard. *Agronomy*, 10(4), 580. <https://doi.org/10.3390/agronomy10040580>
- Potapov, A. M., Goncharov, A. A., Semenina, E. E., Korotkevich, A. Y., Tsurikov, S. M., Rozanova, O. L., Anichkin A. E., Zuev, A. G., Samoylova, E. S., Semenyuk I. I., Yevdokimov, I. V., Tiunov, A. V., 2017. Arthropods in the subsoil: Abundance and vertical distribution as related to soil organic matter, microbial biomass and plant roots. *European Journal of Soil Biology*, 82, 88-97. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2017.09.001>
- Prasad, S., Malav, L. C., Choudhary, J., Kannojiya, S., Kundu, M., Kumar, S., Yadav, A. N., 2021. Soil microbiomes for healthy nutrient recycling. In: Yadav, A. N., Singh, C., Yadav, N. (Eds.), *Current trends in microbial biotechnology for sustainable agriculture*. pp. 1-21. Springer, Singapore. <https://doi.org/10.1007/978-981-15-6949-4>
- Prescott, C. E., 2005. Decomposition and mineralization of nutrients from litter and humus. In: BassiriRad, H. (Ed.), *Nutrient acquisition by plants* (pp. 15-41). Springer, Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/3-540-27675-0>
- Pressler, Y., Moore, J. C., Cotrufo, M. F., 2018. Belowground community responses to fire: meta-analysis reveals contrasting responses of soil microorganisms and mesofauna. *Oikos*, 128(3), 309-327. <https://doi.org/10.1111/oik.05738>
- Price, P. W., Diniz, I. R., Morais, H. C., Marques, E. S. A., 1995. The abundance of insect herbivore species in the tropics: the high local richness of rare species. *Biotropica*, 27, 468-478. <https://doi.org/10.2307/2388960>

Queiroz, A., Rabello, A. M., Lasmar, C. J., Cuissi, R. G., Canedo-Júnior, E. O., Schmidt, F. A., Ribas, C. R., 2021. Diaspore Removal by Ants Does Not Reflect the Same Patterns of Ant Assemblages in Mining and Rehabilitation Areas. *Neotropical Entomology*, 50, 335-348. <https://doi.org/10.1007/s13744-021-00861-7>

R Development Core Team, 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org>

Rafael, J. A., Melo, G. A. R., de Carvalho, C. J. B., Casari, A. S., Constantino, R., 2012. *Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia*. Holos Editora, Ribeirão Preto.

Randlkofer B, Obermaier E, Hilker M, Meiners T., 2010. Vegetation complexity - the influence of plant species diversity and plant structures on plant chemical complexity and arthropods. *Basic and Applied Ecology*, 11(5), 383-95. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.03.003>

Rasband, W. S., 2006. ImageJ. US National Institutes of Health. <http://rsb.info.nih.gov/ij>

Real, R., Vargas, J. M., 1996. The probabilistic basis of Jaccard's index of similarity. *Systematic biology*, 45(3), 380-385. <https://doi.org/10.2307/2413572>

Ribeiro-Neto, J. D., Arnan, X., Tabarelli, M., Leal, I., R., 2016. Chronic anthropogenic disturbance causes homogenization of plant and ant communities in the Brazilian Caatinga. *Biodiversity Conservation*, 25, 943–956. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1099-5>

Roberts, D. W., 2019. Labdsv: Ordination and multivariate analysis for Ecology. R. package version 2.0-1. <http://cran.r-project.org/package=labdsv>

Rodrigues, R. R., Lima, R. A., Gandolfi, S., Nave, A. G., 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological conservation*, 142(6), 1242-1251. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>

Sáenz-Romo, M. G., Veas-Bernal, A., Martínez-García, H., Campos-Herrera, R., Ibanez-Pascual, S., Martínez-Villar, E., Pérez-Moreno, I., Marco-Mancebón, V. S., 2019. Ground cover management in a Mediterranean vineyard: Impact on insect abundance and diversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 283, 106571. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106571>

Sanabria, C., Lavelle, P., Fonte., S. J., 2014. Ants as indicators of soil-based ecosystem service in agroecosystems of the Colombian Llanos. *Applied Soil Ecology*, 84, 24–30. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.07.001>

Santos, O. S. H., Avellar, F. C., Alves, M., Trindade, R. C., Menezes, M. B., Ferreira, M. C., França, G. S., Cordeiro, J., Sobreira, F. G., Yoshida, I. M., Moura, P. M., Baptista, M. B., Scotti, M. R., 2019. Understanding the environmental impact of a mine dam rupture in Brazil: Prospects for remediation. *Journal of Environmental Quality*, 48(2), 439-449. <https://doi.org/10.2134/jeq2018.04.0168>

Schowalter, T. D., 2000. *Insect ecology: an ecosystem approach*. Academic Press, San Diego, California, 483p. <https://doi.org/10.1086/590579>

Scoriza, R. N., Pereira, M. G., Pereira, G. H. A., Machado, D. L., Silva, E. M. R., 2017. Métodos para coleta e análise de serrapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. *Série Técnica Floresta e Ambiente*, 2, 1-18. <https://app.periodikos.com.br/article/587fb8330e8825696bb65ffe/pdf/stfloram-2-1.pdf>



- Segura, F. R., Nunes, E. A., Paniz, F. P., Paulelli, A. C. C., Rodrigues, G. B., Braga, G. U. L., Filho, W. R. P., Barbosa, F., Cerchiaro, G., Silva, F. F., Batista, B. L., 2016. Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). *Environmental Pollution* 218, 813-825. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.005>
- Silva, A. C., Cavalcante, C. D., Fabris, J. D., Júnior, R. F., Barral, U. M., Farnezi, M. M. M., Viana, A. J. S., Ardisson, J. D., Fernandez-Outon, L. E., Lara, L. R. S., Stumpf, H. O., Barbosa, J. B. S., da Silva, L. C., 2016. Características químicas, mineralógicas e físicas do material acumulado em terraços fluviais, originado do fluxo de lama proveniente do rompimento de barragem de rejeitos de mineração de ferro em Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brasil. *Revista Espinhaço| UFVJM*, 44-53. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3957942>
- Southwood, T. R. E., Moran, V. C., Kennedy, C. E. J., 1982. The richness, abundance and biomass of the arthropod communities on trees. *The Journal of Animal Ecology*, 635-649. <https://doi.org/10.2307/3988>
- St John, M. G., Bagatto, G., Behan-Pelletier, V., Lindquist, E. E., Shorthouse, J. D., Smith, I. M., 2002. Mite (Acari) colonization of vegetated mine tailings near Sudbury, Ontario, Canada. *Plant and Soil*, 245(2), 295-305. <https://doi.org/10.1023/A:1020453912401>
- Stašiov, S., Litavský, J., Majzlan, O., Svitok, M., Fedor, P., 2021. Influence of Selected Environmental Parameters on Rove Beetle (Coleoptera: Staphylinidae) Communities in Central European Floodplain Forests. *Wetlands*, 41, 1-13. <https://doi.org/10.1007/s13157-021-01496-5>
- Stein, A., Gerstner, K., Kreft, H., 2014. Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology letters*, 17(7), 866-880. <https://doi.org/10.1111/ele.12277>
- Sun, W., Ji, B., Khoso, S. A., Tang, H., Liu, R., Wang, L., Hu, Y., 2018. An extensive review on restoration technologies for mining tailings. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(34), 33911-33925. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3423-y>
- Symonds, M. R., Moussalli, A., 2011. A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 65(1), 13-21. <https://doi.org/10.1007/s00265-010-1037-6>
- Teixeira, P. C., Donagemma, G. K., Fontana, A., Teixeira, W. G., 2017. Manual de métodos de análise de solo. <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/194786/1/Pt-5-Cap-1-Micromorfologia-do-solo.pdf>
- Termo de Transação e Ajustamento de Conduta (TTAC) entre União/Estados de MG e ES/Samarco/Vale/BHP. p. 137, 2016. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/cif>. Acesso em: 15 de mar 2021.
- Vance, E. D., Brookes, P. C., Jenkinson, D. S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil biology and Biochemistry* 19, 703-707. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90052-6](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6)
- Vasconcelos, H. L., Cherrett, J. M., 1997. Leaf-cutting ants and early forest regeneration in central Amazonia: effects of herbivory on tree seedling establishment. *Journal of Tropical Ecology*, 13(3), 357-370. <https://doi.org/10.1017/S0266467400010567>

- Wali, M. K., 1999. Ecological succession and the rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems. *Plant and soil*, 213(1), 195-220. <https://doi.org/10.1023/A:1004475206351>
- Walkley, A., Black, I., 1934. A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil science* 37, 29-38.
- Warton, D.I., Wright, S.T., Wang, Y., 2012. Distance-based multivariate analyses confound location and dispersion effects. *Methods in Ecology and Evolution* 3: 89–101. <http://hdl.handle.net/10453/112721>
- Weyer J., Weinberger J., Hochkirch, A., 2012. Mobility and microhabitat utilization in a flightless wetland grasshopper, *Chorthippus montanus* (Charpentier, 1825). *Journal Insect Conservation*, 16, 379–390. <https://doi.org/10.1007/s10841-011-9423-6>
- Wilson, E. O., 1990. *Success and dominance in ecosystems: the case of the social insects*. Oldendorf/Luhe: Ecology Institute.
- Wong, M. K., Guénard, B., Lewis, O. T., 2019. Trait-based ecology of terrestrial arthropods. *Biological Reviews*, 94(3), 999-1022. <https://doi.org/10.1111/brv.12488>
- Yamamoto, T., Nakagoshi, N., Touyama, Y., 2001. Ecological study of pseudoscorpion fauna in the soil organic layer in managed and abandoned secondary forests. *Ecological Research*, 16(3), 593-601. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1703.2001.00422.x>
- Zettler, J. A., Taylor, M. D., Allen, C. R., Spira, T. P., 2004. Consequences of forest clear-cuts for native and nonindigenous ants (Hymenoptera: Formicidae). *Annals of the Entomological Society of America*, 97(3), 513-518. [https://doi.org/10.1603/0013-8746\(2004\)097\[0513:COFCFN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1603/0013-8746(2004)097[0513:COFCFN]2.0.CO;2)

## MATERIAL SUPLEMENTAR

**Tabela 1S:** Média e desvio padrão dos valores obtidos nas análises das variáveis ambientais coletadas na zona ripária nativa do rio do Carmo e na zona ripária em restauração do rio Gualaxo do Norte.

Variáveis ambientais	Zona ripária nativa	Zona ripária em restauração	p-value
<b>Atributos do solo</b>			
<i>Biológicos</i>			
CBM (mg <sup>-1</sup> solo)	468,96 ± 477,88	616,38 ± 434,17	0,27
RM (µg C-CO <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> solo/dia <sup>-1</sup> )	1,45 ± 0,99	1,73 ± 0,66	0,2
<i>Físicos</i>			
Argila (dag/kg)	15,33 ± 8,51	10,97 ± 3,91	0,04*
Areia (dag/kg)	50,77 ± 22,59	44,51 ± 10,54	0,26
Silte (dag/kg)	33,88 ± 17,06	42,740 ± 12,94	0,11
Densidade (g/cm <sup>3</sup> )	0,92 ± 0,13	1,45 ± 0,2	0
<i>Químicos</i>			
Mn (ppm)	25,74 ± 11,4	19,07 ± 7,86	0,57
Fe (ppm)	14,42 ± 3,2	13,76 ± 7,3	0,45
N (g/kg)	2,29 ± 1,49	1,24 ± 0,52	0,003*
pH	6 ± 0,8	6,15 ± 0,62	0,55
Matéria orgânica (dag/kg)	2,9 ± 1,5	2,38 ± 1,19	0,295
<b>Serrapilheira</b>			
Peso seco total (g)	70,51 ± 27,14	59,61 ± 32,79	0,37
Diversidade (InvD)	2,94 ± 0,34	2,87 ± 1,15	0,85
<b>Vegetação</b>			
Densidade do sub-bosque (%)	28,1 ± 3,47	11,86 ± 6,12	<0,001*

Legenda: (CBM) Carbono da biomassa microbiana, (RM) Respiração microbiana. (\*) corresponde ao valor de p significativo (<0,05) na comparação entre os resultados da zona ripária nativa e da zona ripária em restauração de acordo com a ANOVA.

**Tabela 2S:** Frequência de artrópodes registrados na zona ripária nativa do rio do Carmo e na zona ripária em restauração do rio Gualaxo do Norte.

Táxon	Zona ripária nativa	Zona ripária em restauração
<b>Classe Arachnida</b>		
<b>Ordem Araneae</b>		
<b>Família Anyphaenidae</b>		
<i>Anyphaenidae sp.1</i>	0	1
<b>Família Cheiracanthidae</b>		
<i>Cheiracanthidae sp.1</i>	2	0
<b>Família Corinnidae</b>		
<i>Attacobius sp.1</i>	0	1
<i>Corinnidae sp.1</i>	0	1
<b>Família Ctenidae</b>		
<i>Ctenidae sp.1</i>	2	1
<i>Ctenidae sp.2</i>	1	0
<i>Ctenidae sp.3</i>	3	0
<i>Ctenidae sp.4</i>	0	4
<i>Isoctenus sp.1</i>	1	2

<b>Família Gnaphosidae</b>		
<i>Camilina sp.1</i>	0	2
<i>Gnaphosidae sp.1</i>	0	1
<b>Família Hahniidae</b>		
<i>Hahniidae sp.1</i>	1	1
<i>Hahniidae sp.2</i>	0	1
<b>Família Linyphiidae</b>		
<i>Agyneta sp.1</i>	5	0
<i>Linyphiidae sp.1</i>	2	0
<i>Linyphiidae sp.2</i>	0	2
<i>Linyphiidae sp.3</i>	0	2
<i>Sphecozone sp.1</i>	3	0
<i>Sphecozone sp.2</i>	1	0
<b>Família Lycosidae</b>		
<i>Lycosa sp.1</i>	0	5
<i>Lycosidae sp.3</i>	0	1
<i>Trochosa sp.1</i>	0	12
<b>Família Miturgidae</b>		
<i>Miturgidae sp.1</i>	0	1
<b>Família Mysmenidae</b>		
<i>Mymena sp.1</i>	1	0
<b>Família Oonopidae</b>		
<i>Ischnothyreus peltifer</i>	1	0
<i>Neotrops sp. 1</i>	0	1
<i>Predatoroonops sp.1</i>	1	0
<i>Triaeris stenaspis</i>	1	1
<b>Família Salticidae</b>		
<i>Breda sp.1</i>	0	2
<i>Corythalia sp.1</i>	1	0
<i>Salticidae sp.1</i>	1	0
<i>Salticidae sp.2</i>	0	1
<i>Salticidae sp.3</i>	0	1
<i>Salticidae sp.4</i>	0	1
<i>Salticidae sp.5</i>	0	1
<b>Família Scytodidae</b>		
<i>Scytodes sp.1</i>	0	2
<b>Família Tetragnathidae</b>		
<i>Glenognatha sp.1</i>	0	1
<b>Família Theridiidae</b>		
<i>Coleosoma floridana</i>	4	1
<i>Dipoena sp.1</i>	2	0
<i>Theridiidae sp.1</i>	5	2
<i>Theridiidae sp.2</i>	0	2
<i>Thwaitesia sp.1</i>	1	0
<i>Thymoites sp.1</i>	0	1
<b>Família Titanoecidae</b>		
<i>Goeldia patelaris</i>	0	6
<b>Família Trachelidae</b>		

<i>Meriola cetiformis</i>	0	5
<i>Orthobula sp.1</i>	0	2
<b>Família Zodariidae</b>		
<i>Tenedos sp.1</i>	4	0
<i>Zodariidae sp.1</i>	1	0
<b>Família Uloboridae</b>		
<i>Uloboridae sp.1</i>	1	0
<b>Ordem Opiliones</b>		
<i>Opiliones sp.1</i>	1	0
<i>Opiliones sp.2</i>	1	0
<b>Ordem Pseudoscorpionida</b>		
<i>Pseudoscorpiones</i>	2	0
<b>Ordem Acari</b>		
<b>Família Anystidae</b>		
<i>Anystidae sp.1</i>	2	0
<b>Família Erythraeidae</b>		
<i>Erythraeidae sp.1</i>	1	100
<i>Erythraeidae sp.2</i>	0	33
<b>Família Macrochelidae</b>		
<i>Macrochelidae sp.1</i>	0	3
<b>Família Smarididae</b>		
<i>Smarididae sp.1</i>	2	0
<i>Smarididae sp.2</i>	0	6
<b>Classe Crustacea</b>		
<b>Ordem Isopoda</b>		
<i>Isopoda sp.1</i>	8	1
<i>Isopoda sp.2</i>	0	3
<b>Classe Chilopoda</b>		
<i>Chilopoda sp.1</i>	1	1
<b>Classe Insecta</b>		
<b>Ordem Hemiptera</b>		
<b>Subordem Auchenorrhyncha</b>		
<i>Cicadiidae sp.1</i>	3	0
<i>Cicadelidae sp.1</i>	0	1
<i>Cixidae sp.1</i>	0	1
<b>Subordem Heteroptera</b>		
<i>Anthocoridae sp.1</i>	0	1
<i>Anthocoridae sp.2</i>	0	3
<i>Anthocoridae sp.3</i>	0	1
<i>Anthocoridae sp.4</i>	1	0
<i>Anthocoridae sp.5</i>	1	0
<i>Anthocoridae sp.6</i>	0	1
<i>Anthocoridae sp.7</i>	1	0
<i>Anthocoridae sp.8</i>	1	0
<i>Anthocoridae sp.9</i>	1	0
<i>Anthocoridae sp.10</i>	1	0
<i>Cydnidae sp.1</i>	2	0
<i>Mesoveliidae sp.1</i>	0	7

<i>Reduvidae sp.1</i>	0	1
<b>Ordem Blattodea</b>		
<i>Blattodea sp.1</i>	1	0
<i>Blattodea sp.2</i>	1	0
<i>Blattodea sp.3</i>	0	1
<i>Blattodea sp.4</i>	0	1
<b>Ordem Orthoptera</b>		
<b>Família Anostomatidae</b>		
<i>Anostomatidae sp.1</i>	0	1
<b>Família Eumastacidae</b>		
<i>Eumastacidae sp.1</i>	0	1
<b>Família Gryllidae</b>		
<i>Gryllidae sp.1</i>	2	2
<b>Família Gryllotalpidae</b>		
<i>Gryllotalpidae sp.1</i>	0	2
<b>Família Paragryllidae</b>		
<i>Paragryllidae sp.1</i>	38	4
<b>Família Phalangopsidae</b>		
<i>Phalangopsidae sp.1</i>	15	1
<b>Família Pyrgomorphidae</b>		
<i>Pyrgomorphidae sp.1</i>	0	1
<b>Família Romaleidae</b>		
<i>Romaleidae sp.1</i>	0	1
<b>Família Tettigonidae</b>		
<i>Tettigonidae sp.1</i>	0	1
<b>Família Trigonidiidae</b>		
<i>Trigonidiidae sp.1</i>	4	3
<b>Ordem Coleoptera</b>		
<b>Família Aderidae</b>		
<i>Aderidae sp.1</i>	0	1
<b>Família Carabidae</b>		
<i>Carabidae sp.1</i>	0	2
<i>Carabidae sp.2</i>	0	1
<i>Carabidae sp.3</i>	0	1
<i>Carabidae sp.4</i>	0	1
<i>Carabidae sp.5</i>	0	1
<i>Carabidae sp.6</i>	0	1
<i>Carabidae sp.7</i>	0	1
<b>Família Chrysomelidae</b>		
<i>Chrysomelidae sp.1</i>	0	2
<i>Chrysomelidae sp.2</i>	0	
<i>Chrysomelidae sp.3</i>	0	1
<i>Chrysomelidae sp.4</i>	0	1
<b>Família Curculionidae</b>		
<i>Curculionidae sp.1</i>	1	0
<b>Família Elateridae</b>		
<i>Elateridae sp.1</i>	0	1
<b>Família Scarabaeidae</b>		

<i>Scarabaeidae sp.1</i>	0	4
<i>Scarabaeidae sp.2</i>	0	1
<i>Scarabaeidae sp.3</i>	1	0
<b>Família Scydmaenidae</b>		
<i>Scydmaenidae sp.1</i>	1	1
<b>Família Silvanidae</b>		
<i>Silvanidae sp.1</i>	0	2
<b>Família Sthaphylinidae</b>		
<i>Sthaphylinidae sp.1</i>	39	11
<i>Sthaphylinidae sp.2</i>	3	0
<i>Sthaphylinidae sp.3</i>	6	0
<i>Sthaphylinidae sp.4</i>	1	0
<i>Sthaphylinidae sp.5</i>	1	0
<b>Família Tenebrionidae</b>		
<i>Tenebrionidae sp.1</i>	4	1
<i>Tenebrionidae sp.2</i>	0	1
<i>Tenebrionidae sp.3</i>	4	1
<b>Ordem Hymenoptera</b>		
<b>Família Formicidae</b>		
<b>Subfamília Amblyoponinae</b>		
<i>Prionopelta</i>	1	0
<b>Subfamília Dolichoderinae</b>		
<i>Linepithema sp.1</i>	11	448
<b>Subfamília Ectatomminae</b>		
<i>Typhlomyrmex</i>	0	4
<i>Gnamptogenys</i>	17	1
<b>Subfamília Formicinae</b>		
<i>Acropyga sp.1</i>	1	0
<i>Brachymyrmex sp.1</i>	28	1
<i>Brachymyrmex sp.2</i>	22	201
<i>Camponotus sp.1</i>	1	85
<i>Camponotus sp.2</i>	0	34
<i>Camponotus sp.3</i>	0	13
<i>Camponotus sp.4</i>	0	83
<i>Camponotus sp.5</i>	8	1
<b>Subfamília Myrmicinae</b>		
<i>Megalomyrmex</i>	6	63
<i>Crematogaster</i>	0	21
<i>Cephalotes sp.1</i>	0	13
<i>Atta sp.1</i>	91	670
<i>Mycetophylax sp.1</i>	3	0
<i>Mycetophylax sp.2</i>	19	8
<i>Oxyopocus sp.1</i>	98	10
<i>Oxyopocus sp.2</i>	0	574
<i>Oxyopocus sp.3</i>	0	603
<i>Pheidole sp.1</i>	48	50
<i>Pheidole sp.2</i>	0	121
<i>Solenopsis sp.1</i>	30	1012

<i>Octostruma sp.1</i>	1	0
<b>Subfamília Ponerinae</b>		
<i>Diponera sp.1</i>	15	9
<i>Odontomachus</i>	0	4
<i>Simopelta sp.1</i>	3	0
<b>Subfamília Proceratiinae</b>		
<i>Proceratinae sp.1</i>	0	19
<b>Subfamília Pseudomyrmecinae</b>		
<i>Pseudomyrmex sp.1</i>	0	2
<i>Pseudomyrmex sp.2</i>	0	1
<i>Pseudomyrmex sp.3</i>	0	5

**Tabela 3S:** Pontuação da ordenação das variáveis ambientais dada pela função “ENVIFIT” na análise multidimensional-não métrica (NMDS) para os artrópodes no geral.

Variáveis ambientais	NMDS1	NMDS2	r <sup>2</sup>	p-value
Mn do solo	-0,179	0,983	0,319	0,59
Fe do solo	-0,548	0,836	0,048	0,438
pH do solo	0,698	-0,715	0,009	0,837
Matéria orgânica do solo	0,389	0,921	0,023	0,661
N do solo	-0,721	-0,692	0,048	0,428
Densidade do solo	0,792	0,609	0,228	0,018*
Silte	0,045	0,998	0,061	0,357
Diversidade da serrapilheira (InvD)	-0,471	-0,881	0,07	0,256
Peso seco da serrapilheira (g)	0,811	-0,584	0,049	0,429
Respiração microbiana	-0,493	0,869	0,01	0,84
Carbono da biomassa microbiana	0,222	-0,974	0,026	0,634
Densidade do sub-bosque	-0,588	-0,808	0,332	0,0009*

Legenda: (r<sup>2</sup>) coeficiente de correlação. (\*) valor de p significativo (p<0,05).

**Tabela 4S:** Pontuação da ordenação das variáveis ambientais dada pela função “ENVIFIT” na análise multidimensional-não métrica (NMDS) para a família Formicidae.

Variáveis ambientais	NMDS1	NMDS2	r <sup>2</sup>	p-value
Mn do solo	-0,809	0,587	0,14	0,08
Fe do solo	-0,0407	-0,999	0,077	0,234
pH do solo	0,53	0,847	0,01	0,847
Matéria orgânica do solo	-0,877	-0,479	0,007	0,881
N do solo	-0,972	-0,231	0,146	0,659
Densidade do solo	0,957	0,29	0,606	0,0009*
Silte	0,737	0,675	0,092	0,197
Diversidade da serrapilheira (InvD)	-0,441	0,897	0,048	0,197
Peso seco da serrapilheira (g)	0,891	-0,452	0,008	0,475
Respiração microbiana	0,994	0,109	0,006	0,893
Carbono da biomassa microbiana	-0,959	-0,28	0,001	0,965
Densidade do sub-bosque	-0,987	-0,155	0,563	0,0009*

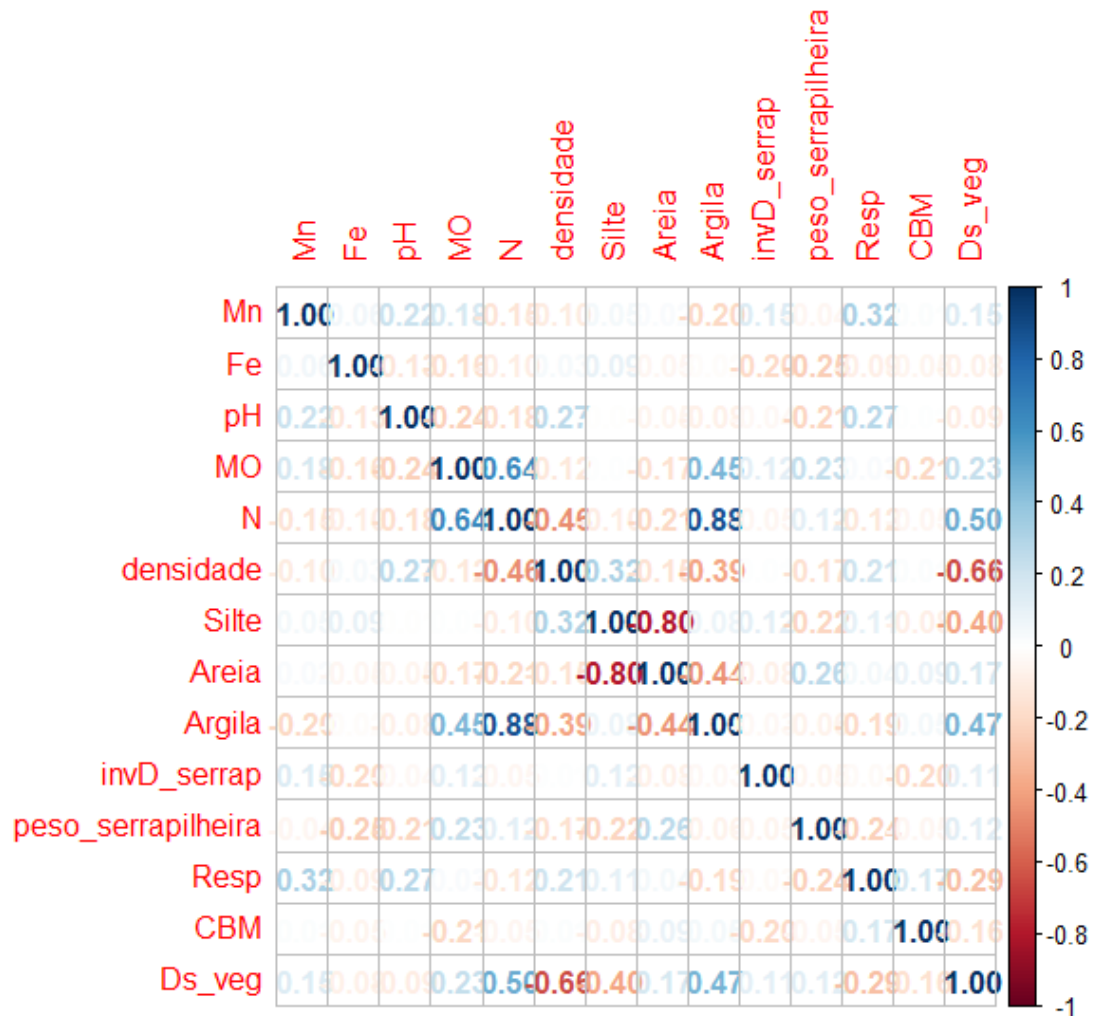
Legenda: (r<sup>2</sup>) coeficiente de correlação. (\*) valor de p significativo (p<0,05).



**Tabela 5S:** Média e desvio padrão referente a cada parâmetro de diversidade e aos grupos funcionais registrados na zona ripária nativa no rio Carmo e na zona ripária em restauração do rio Gualaxo do Norte.

Variável resposta	Zona ripária nativa	Zona ripária em restauração	p-value
Predador	12,33 ± 4,74	8,77 ± 10,73	0,3461
Herbívoro	0,88 ± 1,05	0,59 ± 0,93	0,4287
Detritívoro	2,22 ± 2,108	0,59 ± 0,693	0,001*
Onívoro	6,33 ± 3,57	0,7 ± 0,868	<0,0001*

Legenda: (\*) corresponde ao valor de p significativo (<0,05) na comparação entre os resultados da zona ripária nativa e da zona ripária em restauração de acordo com a ANOVA.



**Figura 1S:** Correlação de Pearson entre as variáveis ambientais avaliadas. Legenda: (RM) Respiração Microbiana; (CBM) Carbono da Biomassa Microbiana; (MO) Matéria Orgânica; (H' Serrapilheira) Índice de Shannon da Serrapilheira; (Ds solo) Densidade do Solo; (Ds sub-bosque) Densidade do sub-bosque. A cor azul representa correlação positiva e o vermelho representa correlação negativa.