



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
SISTEMAS AQUÁTICOS TROPICAIS**



**MARCELO CARLOS CATHARIN**

**DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DE METAIS-TRAÇO EM RIACHOS EM ÁREAS  
PRESERVADAS DE CAMPO RUPESTRE E MATA ATLÂNTICA NO NORDESTE  
BRASILEIRO**

**ILHÉUS - BAHIA**

**2022**

**MARCELO CARLOS CATHARIN**

**VARIAÇÃO NICTEMERAL DE NUTRIENTES EM  
MICROBACIAS TROPICAIS EM ÁREAS PROTEGIDAS NO  
NORDESTE BRASILEIRO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação (*Stricto sensu*) em Sistemas Aquáticos Tropicais da Universidade Estadual de Santa Cruz, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Sistemas Aquáticos Tropicais.

Orientadora: Professora Dra. Daniela Mariano Lopes da Silva.

**ILHÉUS – BAHIA  
2022**



C361

Catharin, Marcelo Carlos.

Dinâmica espaço-temporal de metais-traço em riachos em áreas preservadas de campo rupestre e Mata Atlântica no nordeste brasileiro / Marcelo Carlos Catharin. – Ilhéus, BA: UESC, 2022.

65 f. : il.

Orientadora: Daniela Mariano Lopes da Silva.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação Sistemas Aquáticos Tropicais.

Inclui referências.

1. Água - Análise. 2. Elementos traço. 3. Solos – Análise. 4. Ecossistemas – Mata Atlântica. I. Título.

CDD 553.7

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO .....	11
2	OBJETIVOS .....	14
2.1	Geral .....	14
2.2	Específicos .....	14
3	HIPÓTESE .....	14
4	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	15
5	MATERIAL E MÉTODOS .....	20
5.1	Áreas de estudo .....	20
5.1.1	Parque Nacional da Chapada Diamantina (Cerrado/campos rupestres).....	20
5.1.2	Reserva Particular do Patrimônio Natural – Estação Veracel (Mata Atlântica) ..	21
5.2	Delineamento amostral .....	22
5.3	Precipitação.....	26
5.4	Procedimentos de coleta e procedimentos analíticos.....	27
5.4.1	Amostras de água .....	27
5.4.2	Solo.....	27
5.5	Análises estatísticas .....	29
6	RESULTADOS .....	29
6.1	Precipitação.....	29
6.2	Água .....	30
6.2.1	Variáveis físico-químicas.....	30
6.2.2	Metais traço nos riachos nas áreas de Campo Rupestre e Mata Atlântica .....	30
6.3	Solo .....	33
6.3.1	Granulometria.....	33
6.3.2	pH, MO, SB e CTC .....	33
	*As letras diferentes identificam diferença significativa entre as áreas para o Teste estatístico Mann-Whitney com $p < 0,05$ . .....	33
6.3.3	Metais-traço no solo .....	34
7	DISCUSSÃO .....	37
7.1	Precipitação.....	37
7.2	Água .....	38

7.3	Solo .....	47
7.3.1	Granulometria.....	47
7.3.2	pH, MO, SB e CTC.....	48
8	CONCLUSÕES .....	50
9	REFERÊNCIAS.....	51

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização dos pontos de coleta em áreas de Campo Rupestre (CR) no Parque Nacional da Chapada Diamantina e de Mata Atlântica (MA) na Reserva Particular do Patrimônio Natural – Estação Veracel. (Fonte: adaptado de Jéssica Souza). .....	23
Figura 2. Pontos de coleta no Parque Nacional da Chapada Diamantina. ....	25
Figura 3. Pontos de coleta na Reserva Particular do Patrimônio Natural – Estação Veracel. ....	26
Figura 4. Precipitação diária nas áreas de Campo Rupestre (CR – setas cinzas) e Mata Atlântica (MA – setas pretas) durante as duas campanhas entre os meses de outubro/2019 a março/2020. As setas apontam os dias de início das coletas em cada campanha. ....	29
Figura 5. Concentrações dos elementos-traço nos riachos no Campo Rupestre (CR) e na Mata Atlântica (MA). As letras diferentes identificam diferença significativa entre as áreas para o Teste estatístico Mann-Whitney com $p < 0,05$ . ....	31
Figura 6. Valores médios das concentrações dos elementos-traço nos riachos na Mata Atlântica (MA) e no Campo Rupestre (CR) nos períodos secos e chuvosos. ....	32
Figura 7. Composição granulométrica em percentuais de areia total, silte e argila dos solos nas áreas de Campo Rupestre (CR) e de Mata Atlântica (MA). ....	33
Figura 8. Concentrações dos metais-traço no solo nas áreas de Campo Rupestre (CR) e Mata Atlântica (MA). As letras diferentes identificam diferença significativa entre as áreas para o Teste estatístico Mann-Whitney com $p < 0,05$ . ....	34
Figura 9. Valores médios das concentrações dos elementos-traço no solo no Cerrado (CR) e na Mata Atlântica (MA) nos períodos secos e chuvosos. ....	35

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Coordenadas geográficas dos pontos de coleta no Parque Nacional da Chapada Diamantina e na Reserva Particular do Patrimônio Natural – Estação Veracel. ....	21
Tabela 2. Variáveis físico-químicas da água nos riachos no Cerrado (CR) e na Mata Atlântica (MA). Valores médios $\pm$ desvio padrão. ....	27
Tabela 3. Valores médios e desvio padrão do pH, matéria orgânica (MO), soma de bases (SB) e capacidade de troca catiônica (CTC) nos solos no Cerrado (CR) e na Mata Atlântica (MA). .	31



## RESUMO

A definição da concentração de metais-traço em riachos em áreas preservadas de diferentes biomas ocorre em função de diversos fatores, principalmente climatológicos, geomorfológicos e fitofisionômicos. Muitos metais-traço são micronutrientes essenciais para organismos, agindo, principalmente, como catalisadores em sistemas enzimáticos. A importância de estudos em riachos provém do seu papel no meio ambiente e às suas inúmeras funções no ecossistema, pois são meios de conexão a outros cursos hídricos à jusante. Assim, o presente estudo tem como objetivo determinar as concentrações dos metais-traço (Fe, Mn, Cu, Al e Zn) em riachos em duas unidades de conservação nos biomas Mata Atlântica (MA) e Cerrado/Campo Rupestre (CR) no nordeste brasileiro e avaliar como o solo, vegetação e precipitação interferem nessas concentrações. Para tanto, foram realizadas 2 coletas de água e solo em áreas preservadas nos dois biomas, entre os meses de novembro de 2019 e março de 2020, em dois períodos marcadamente apresentando maior e menor precipitação pluviométrica. As amostras de água foram coletadas manualmente, filtradas e congeladas até a realização das análises em laboratório. As variáveis abióticas foram mensuradas em campo com auxílio de sonda multiparâmetros portátil. Para a determinação das concentrações dos metais-traço foi realizada a leitura em espectrômetro de emissão ótica com plasma acoplado indutivamente – ICP OES. As análises de solo compreenderam a granulometria, pH, matéria orgânica (MO), soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica e concentração de metais-traço. O estudo demonstrou que o solo em MA contém maior pH, MO, SB e teor de argila e maiores concentrações de Fe, Mn, Cu, Al e Zn do que os solos em CR. No entanto, somente Fe e Zn demonstraram diferença significativa entre as áreas. Nos riachos as maiores concentrações dissolvidas de Fe, Mn, Cu e Zn foram observadas em MA. Contudo, o Al foi o único metal que apresentou diferença significativa nas concentrações dissolvidas entre as áreas estudadas, sendo maior em CR. No período chuvoso, todos os metais, exceto o Cu, foram encontrados em maiores concentrações do que no período seco, em ambas as áreas.

**Palavras chave:** elementos traço, riachos, Mata Atlântica, Cerrado

## ABSTRACT

The definition of the concentration of trace metals in streams in preserved areas of different biomes occurs due to several factors, mainly climatological, geomorphological and phytophysiognomic. Many trace metals are essential micronutrients for organisms, acting mainly as catalysts in enzymatic systems. The importance of studies in streams comes from its role in the environment and its numerous functions in the ecosystem, as they are means of connection to other downstream water courses. Thus, the present study aims to determine the concentrations of trace metals (Fe, Mn, Cu, Al and Zn) in streams in two conservation units in the biomes Atlantic Forest (MA) and Savannah/Rupestrian Field (CR) in northeastern Brazil and to evaluate how the soil, vegetation and precipitation interfere in these concentrations. For this purpose, two water and soil collections were carried out in preserved areas in both biomes, between the months of November 2019 and March 2020, in two periods markedly presenting higher and lower rainfall. The water samples were collected manually, filtered and frozen until the laboratory analysis. The abiotic variables were measured in the field with the aid of a portable multiparameter probe. For the determination of the concentrations of trace metals was performed the reading in optical emission spectrometer with inductively coupled plasma - ICP OES. The soil analyses included grain size, pH, organic matter (OM), sum of bases (SB), cation exchange capacity and concentration of trace metals. The study demonstrated that the soil in MA presented higher pH, OM, SB and clay content and higher concentrations of Fe, Mn, Cu, Al and Zn compared to the soils in CR. However, only Fe and Zn showed significant differences between the areas. In the streams the highest dissolved concentrations of Fe, Mn, Cu and Zn were observed in MA. However, Al was the only metal that showed significant difference in dissolved concentrations between the studied areas, being higher in CR. In the rainy season, all metals, except Cu, were found in higher concentrations than in the dry season, in both areas.

**Keywords:** trace elements, streams, Atlantic forest, Savannah

## 1 INTRODUÇÃO

Em ecossistemas de água doce a presença de metais-traço na água, sedimentos e organismos aquáticos é geralmente favorecida pela solubilidade, mobilidade e estabilidade dos metais, e pelas propriedades de adsorção do meio (BREZONIK et al., 2020). Um aspecto fundamental na determinação das quantidades de metais-traço refere-se à sua movimentação no perfil do solo, que não depende apenas das propriedades físico-químicas do íon metálico, mas também das propriedades físicas e químicas de cada tipo de solo (CAMPOS, 2010).

Os processos de adsorção e dessorção dos cátions nos coloides têm papel fundamental na mobilidade e lixiviação dos metais-traço para as águas superficiais e subterrâneas, processos influenciados pelas propriedades do solo, pH e composição da solução do solo (NYANTAKYI et. al, 2019; CAMPOS, 2010).

As concentrações naturais de metais-traço no ambiente estão relacionadas à sua matriz mineralógica, à ação do intemperismo das rochas e de outros processos pedogenéticos no material de origem do solo, à atividade vulcânica, à atividade geotérmica e à deposição atmosférica (OLIVEIRA et al., 2011). Metais-traço participam do arranjo cristalino de diferentes minerais em consequência do seu comportamento geoquímico e da sua divisão durante a cristalização dos elementos mineralógicos da rocha (REBÊLO et al., 2020). É a partir da erosão e da dissolução de rochas que ocorre a liberação e consequente introdução desses elementos nos ambientes aquáticos (RUNKEL et al., 2016; SKERIES et al., 2017; DE OLIVEIRA; MARINS, 2011; GILMOUR; RIEDEL, 2009).

O termo metais-traço tem sido utilizado para se referir aos elementos químicos metálicos encontrados em baixas concentrações, teores em torno de partes por milhão ( $\text{mg.kg}^{-1}$  ou  $\text{mmol.kg}^{-1}$ ), ou ainda menores ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$  ou  $\mu\text{mol.kg}^{-1}$ ), no solo, planta, água e outras matrizes (ZULIANI et al., 2017). O acúmulo desses elementos pode ser de grande importância na ciclagem de nutrientes e também na sua biodisponibilidade, uma vez que muitos deles são

classificados como essenciais aos organismos vegetais e animais (CRISTOFOLINI, 2020).

Vários processos podem influenciar o comportamento e a concentração de metais-traço em sistemas solos-água por várias razões (BAYRAKLI et al., 2023). As alterações nas condições físico-químicas do meio, como pH, temperatura, oxigênio dissolvido, vazão (precipitação), teor de material orgânico ou granulometria do sedimento, podem causar diferentes variações das concentrações de metais-traço no meio aquático (ZHANG et al., 2014; MILAZZO et al., 2020). Em um mesmo ecossistema alguns metais podem estar disponíveis aos organismos e outros não, a depender de suas afinidades por outros materiais (MITRA et al., 2022). E a toxicidade não depende exclusivamente da concentração, mas sim da biodisponibilidade (DI BONITO et al., 2018; ARAUJO et al., 2019).

A composição química da água dos rios e riachos é resultante da matéria orgânica e inorgânica da rede de drenagem e bacia hidrográfica em que estão inseridos, transportando, além de água, matéria inorgânica em suspensão, íons e nutrientes dissolvidos, matéria orgânica dissolvida e particulada, gases e metais-traço sob a forma particulada e dissolvida (SOROMOTIN et al., 2022). A matéria orgânica disponível é proveniente da serapilheira, a qual consiste em todo material vegetal proveniente da vegetação do entorno (KRISHNA; MOHAN, 2017). É composta principalmente por folhas e galhos e constitui uma importante fonte de nutrientes para o solo, de transferência dos elementos entre a atmosfera e solo e entre solo e vegetação, a partir da sua mineralização (BERNER; BERNER, 1987; HORNE e GOLDMAN, 1994; CECON, 2003; KRISHNA; MOHAN, 2017).

Após a decomposição e mineralização da matéria orgânica os compostos dissolvidos entram na fase líquida do solo, podendo ser reincorporados à vegetação por via radicular, adsorvidos na fase mineral ou orgânica do solo, ou ainda transportados até as camadas mais profundas do solo atingindo, inclusive, o lençol freático (GMASH et al., 2020). Assim, o componente do fluxo oriundo da serapilheira corresponde a um fluxo interno ligado à ciclagem de elementos no sistema solo/vegetação, incluindo adicionalmente parte da deposição atmosférica (UKONMAANAHO et al., 2001).

Em ambientes naturais, como as unidades de conservação, o conhecimento da concentração e variabilidade de metais-traço são essenciais para a avaliação de impactos ambientais (REBÊLO et al., 2020). A regeneração e a recuperação de rios, por exemplo, devem ter uma base científica construída a partir de um banco de dados em que séries temporais e espaciais possibilitem promover cenários, analisar tendências e recuperar as bacias hidrográficas e a qualidade das águas (TUNDISI, 2008; REBÊLO et al., 2020).

As variabilidades temporais das concentrações de metais-traço em riachos, como estudos do comportamento em períodos secos e chuvosos, tem sido pouco abordadas na literatura e são importantes mesmo que em uma base diária (MIGON et al., 2020). Por meio das interações físico químicas dos metais-traço com o meio, há variações discrepantes nas concentrações em épocas de maior ocorrência de chuvas e em outras de escassez (estiagem), com alguns metais apresentando aumento na concentração e outros demonstrando decréscimo em períodos variando entre seca e cheia (GAILLARDET, et al., 2003; CHIBA et al., 2011).

Assim, tendo em vista que estudos do comportamento de metais-traço em riachos tem como foco áreas impactadas e a escassez de trabalhos nesse âmbito em áreas preservadas, bem como a dinâmica temporal desses elementos, pretende-se com o presente estudo conhecer o funcionamento dos ecossistemas de Cerrado (Campos Rupestres) e Mata Atlântica, ambientes predominantes no estado da Bahia, e avaliar se as características atribuídas aos diferentes biomas interferem nas concentrações dissolvidas de metais-traço em riachos em duas unidades de conservação.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Geral**

Determinar se características ambientais inerentes à Mata Atlântica e Cerrado (Campo Rupestre) influenciam a concentração de metais-traço (Fe, Mn, Cu, Al e Zn) nos riachos em áreas preservadas em duas unidades de conservação no nordeste brasileiro.

### **2.2 Específicos**

- Avaliar as variações espaço-temporais das concentrações dos metais-traço (Fe, Mn, Cu, Al e Zn) em riachos e no solo das regiões de Cerrado (Campo Rupestre) e de Mata Atlântica;
- Correlacionar as concentrações dissolvidas de metais-traço nos riachos com as características físico-químicas e concentrações de metais-traço nos solos nos ambientes estudados;
- Comparar as concentrações dissolvidas dos metais-traço entre os riachos dos dois biomas e a influência das variáveis físico-químicas da água;

## **3 HIPÓTESE**

Hipótese: As maiores concentrações de metais-traço serão encontradas nos riachos da Mata Atlântica comparado aos riachos do Cerrado (campos rupestres).

Predição: as características edafoclimáticas na Mata Atlântica, contribuem para a presença dos metais-traço no ambiente, e os processos de solubilidade, mobilidade e estabilidade dos metais, bem como as propriedades de adsorção e dessorção do meio, favorecem sua introdução nos riachos.

#### 4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Os ecossistemas de água doce abrigam grande biodiversidade e são essenciais para a vida dos seres vivos e para as atividades humanas (DODDS; WHILES, 2020). Logo, as ações de monitoramento da qualidade da água atuam como uma forma de investigação, podendo subsidiar ações em prol da conservação da natureza além de ações que envolvem o planejamento e o gerenciamento dos recursos hídricos (CORREA, 2020).

Os estudos sobre o ciclo da água na biosfera constituem-se em um dos conhecimentos mais antigos da humanidade, remontando 500 a.C. (NELSON et al., 2009). Contudo, foi no final do século XIX e início do século XX que a limnologia avançou no seu desenvolvimento como ciência organizada a partir da edição de livros inéditos sobre o tema, principalmente o estudo de lagos, represas e rios, com ênfase na produtividade primária, ciclos biogeoquímicos e nutrientes (CORREA, 2020; TUNDISI, 2008).

A importância dos estudos em riachos provém da sua abundância no meio ambiente e às suas inúmeras funções no ecossistema (CLEELAND, 2011). A matéria orgânica, os sedimentos, e os elementos químicos nos riachos (presença influenciada pelas entradas atmosféricas, geologia e características do solo) se conectam, pelo fluxo de água, a outros cursos hídricos à jusante e afetam a qualidade da água, fundamentando a necessidade de uma melhor compreensão desta porção das redes fluviais (CHENG et al., 2022; RAMALHO et al., 2022). A presença de metais-traço nos rios depende tanto de sua abundância na crosta quanto de sua mobilidade durante o intemperismo e o transporte (WOHL, 2017; GAILLARDET, et al., 2003).

Os processos naturais que contribuem para a presença de metais-traço nos corpos hídricos são a solubilização de rochas e lixiviação a partir do solo (KUBIER et al., 2019; KUMAR et al., 2021). Os metais-traço – e demais nutrientes – encontram-se ou agregados à matéria orgânica viva, ou à matéria particulada morta e em decomposição, ou dissolvidos na água (PENEZIC et al., 2022). A quantificação de cada um desses compartimentos no sistema aquático é importante e fundamental na compreensão dos ciclos biogeoquímicos (CARDOSO et al., 2019). Portanto, a distribuição e a

concentração de um determinado elemento na água é função de processos biológicos, geoquímicos e físicos (MARTINS et al., 2011; TUNDISI, 2008).

Como muitos metais-traço têm baixas solubilidades na faixa de Eh (potencial redox) e pH nas condições geralmente encontradas em ambientes não contaminados, sua redistribuição é muitas vezes associada a processos hidrológicos a partir da erosão do solo, transporte e deposição seletiva de sedimentos fluviais (MILLER, 2013; FROHNE et al., 2015). A exposição das rochas e solos à água e ao oxigênio provoca a sua erosão e dissolução, causando o intemperismo geológico liberando, na coluna d'água dos rios e riachos, elementos minerais naturalmente presentes nestes ambientes (AKHTAR et al., 2021). O transporte de metais pesados através dos cursos hídricos é, em parte, uma função da solubilidade e dos controles de especiação química no sedimento em suspensão (FOSTER; CHARLESWORTH, 1996; GILMOUR; RIEDEL, 2009).

Metais-traço como o Fe, Mn, Cu, Ni, Mo e Zn são micronutrientes essenciais para organismos, agindo como catalisadores em sistemas enzimáticos, podendo, em baixas concentrações, limitar o crescimento de algas (produção primária) nos ecossistemas aquáticos (GILMOUR; RIEDEL, 2009; KUMPIENE et al., 2017).

Em quantidades adequadas, o Mn ativa enzimas que contribuem para a formação da clorofila em algumas populações de algas (SANTIAGO et al., 2020); Zn é um cofator para a enzima anidrase carbônica, essencial para a absorção de carbono durante a fotossíntese (CASTILLO-GONZÁLEZ et al., 2018); e Cu é componente de enzimas envolvidas na transformação do N, desempenhando também um importante papel na respiração e reações fotossintéticas que ocorrem nos organismos planctônicos, plantas aquáticas e animais (RAMANAN et al., 2016). Contudo, a disponibilidade desses elementos aos organismos depende do potencial redox e do pH do ambiente (GOLDMAN, 2009).

A presença natural dos metais-traço no solo é o material de origem, pois a maioria das rochas contém em sua composição grande número de metais (ZINN et al., 2019). Os metais-traço podem ser encontrados no solo na sua



solução; adsorvidos eletrostaticamente aos sítios de troca ou incorporados à superfície da fase inorgânica, como óxidos de Al, Fe e de Mn (CAPORALE; VIOLANTE, 2016); na participação de reações de precipitação e dissolução (SOUZA et al., 2016); e ligados a compostos orgânicos (ENGEL et al., 2021). O pH do solo, tipo e concentração de metal-traço, matéria orgânica, óxidos amorfos e o tempo de contato com os componentes do solo são fatores que afetam a distribuição e a estabilidade das ligações entre os metais e os componentes do solo (DE OLIVEIRA; MARINS, 2011; MARTINS et al., 2011).

Nesse contexto, a disponibilidade natural de nutrientes no ambiente depende do tipo do material de formação dos solos e de outros fatores ambientais (MORGAN; CONNOLLY, 2013). O Brasil apresenta grande extensão territorial e diversidade de regiões fisiográficas, que refletem as mais variadas classes de solos, sendo observadas diferenças nas concentrações desses elementos em distintas regiões no país, onde ocorre a presença de diversos tipos de materiais de origem e condições climáticas presentes nos diversos biomas (REBÊLO et al., 2020).

A Chapada Diamantina abriga importantes fragmentos de vegetação do Cerrado, conhecidos por campos rupestres (NEPOMUCENO et al., 2021). A importância de pesquisas neste ecossistema é consenso entre pesquisadores de diferentes áreas e são base de elaboração das estratégias de conservação e manejo de vida silvestre no ecossistema que abriga uma das maiores taxas de biodiversidade do país mais biodiverso do planeta (SCHAEFER et al., 2016; GONÇALVES et al., 2020).

Os campos rupestres são compostos por vegetação herbácea e arbustiva, com espécies resistentes à seca, exibindo uma fitofisionomia semelhante à vegetação tropical de montanha, com uma mistura de prados, arbustais e afloramentos rochosos de formações quartzíticas, areníticas ou ferríferas, apresentando mosaicos de vegetação aberta e alta diversidade de plantas, moldada principalmente por condições edáficas, topográficas e climáticas (CONCEIÇÃO et al., 2016; MORELLATO; SILVEIRA, 2018).

Assim, o tipo de vegetação num determinado bioma é influenciado por diversos fatores, dentre estes a profundidade do solo (RODRIGUES et al.,

2016). Numa área com elevada pluviosidade e solo raso, as chuvas frequentes podem encharcar o solo com facilidade, dificultando, por deficiência de oxigênio, o bom desenvolvimento das raízes, o que afeta particularmente a absorção de nutrientes, inclusive pela presença de íons em concentrações tóxicas como o Fe e o Mn (RESENDE et al., 2002; MORRISSEY; GUERINOT, 2010. FERNANDO; LYNCH, 2015).

Já um solo raso em ambiente semiárido vai indicar deficiência de água, e não tanto de oxigênio (MORANTE-CARBALLO et al., 2022). Nesse caso, a profundidade efetiva das raízes, pode ser limitada pela presença de rochas consolidadas ou não e pelos horizontes de solos com impedimentos físicos ou químicos (altos teores de enxofre, alta saturação por alumínio e sódio) (SCHOONOVER; CRIM, 2015). Por outro lado, o crescimento das raízes aumenta a permeabilidade do solo com o desenvolvimento de um sistema macroporoso (rizóforo) e o efeito geral das plantas na permeabilidade do solo depende do tipo de solo, da densidade da vegetação e do tipo de cobertura vegetal ( RESENDE et al., 2002; DE GIUDICI et al., 2017).

Além disso, a cobertura vegetal constitui-se um dos mais importantes fatores controladores do processo erosivo, tendo influência na atenuação da energia cinética da chuva sobre a superfície para a proteção do solo, para a formação de húmus e, conseqüentemente, no teor e estabilidade de agregados (IBGE, 2009; LIMA et al., 2018).

A vegetação presente no campo rupestre faz parte de um conjunto de formações que ocorrem sobre afloramentos rochosos em toda a cadeia do Espinhaço (CONCEIÇÃO et al., 2016). Normalmente, estão presentes em altitudes acima de 900m, mas há alguns em altitudes entre 700m e 800m e, ainda, podem ser encontrados em altitudes próximas a 500m (FUNCH et al., 2009; COUTINHO et al., 2015; SOUZA et al., 2015). Essa vegetação tem sido destacada, na literatura especializada, por sua grande heterogeneidade florística e pela ocorrência de um grande número de endemismos restritos a este tipo de formação (CONCEIÇÃO et al, 2005; ECHTERNACHT et al., 2011; BADIA et al., 2021).

Os campos rupestres estão inseridos nos biomas do Cerrado e da Caatinga, frequentemente entremeados por matas ciliares e ilhas de Capões de florestas estacionais semidecíduais (ALVES et al., 2014; QUEIROZ et al., 2021). Na composição da flora apresentam uma vegetação majoritariamente xeromórfica cuja ecologia funcional apresenta diversas adaptações de sobrevivência, que certamente estão associadas à história evolutiva das interações entre as espécies e os eventos paleoecológicos que envolvem a origem e evolução fitogeográfica dos campos rupestres (GONÇALVES et al., 2020).

Por outro lado, a Mata Atlântica possui vegetação muito diferente do campo rupestre, como a floresta ombrófila densa e suas diferentes variações de fitofisionomias (floresta ombrófila densa de terras baixas, floresta ombrófila aberta e floresta ombrófila mista), florestas estacionais, restingas, formações campestres, formações litorâneas, ecótonos, dentre outras (COLOMBO; JOLY, 2010; SILVA et al., 2021). Se estendendo desde o estado do Rio Grande do Sul até o Rio Grande do Norte, está incluída entre os principais hotspots devido à dizimação de sua elevada biodiversidade original (CASTUERA-OLIVEIRA et al., 2020). Apesar de sua relevância, a região ainda sofre intensa pressão antrópica com o desflorestamento e a caça ilegal, restando apenas 6% da cobertura original da vegetação no estado da Bahia (ARAÚJO, 1998; PACIÊNCIA; PRADO, 2004; MUYLAERT et al, 2018).

A formação vegetal da floresta úmida no local é caracterizada por grande diversidade de espécies, árvores altas (dossel atingindo 40 m de altura), com folhas largas e sempre-verdes, podendo apresentar diversos estágios sucessionais e vários estratos, com a presença de serapilheira, cipós, arbustos, epífitas e trepadeiras herbáceas ou lenhosas (ARAUJO et al., 1998; ALMEIDA, 2016). Levantamento realizado numa porção da Mata Atlântica na Bahia identificou como principais famílias das espécies de plantas encontradas: *Fabaceae*, *Rubiaceae*, *Asteraceae*, *Bignoniaceae*, *Myrtaceae*, *Sapindaceae* e *Malvaceae* (ALVES et al., 2015).

A área compreendida pela Reserva Particular do Patrimônio Natural Estação Veracel (RPPN-EV), uma das unidades de conservação do presente estudo, é constituída por apenas uma unidade geológica: material sedimentar

Tércio-Quaternário da formação Barreiras. Há predominância de quatro domínios/associações de solos na área desta unidade de conservação, os quais são representados pelas classes dos argissolos, latossolos, cambissolos e espodossolo (RPPN ESTAÇÃO VERACEL, 2016). São solos que apresentam baixa fertilidade natural em razão de sua origem a partir de sedimentos pré-intemperizados, com baixa reserva em nutrientes e podem apresentar-se coesos em subsuperfície (ALMEIDA et al., 2015; MACHADO et al., 2019).

## **5 MATERIAL E MÉTODOS**

### **5.1 Áreas de estudo**

O estudo foi realizado em riachos localizados em duas áreas (Figura 1), sendo a primeira o Parque Nacional da Chapada Diamantina (PNCD) onde foi estudado o bioma Cerrado, possuindo como fitofisionomia predominante os campos rupestres. A segunda área está localizada na Reserva Particular do Patrimônio Natural Estação Veracel (RPPN-EV) mantida pela empresa Veracel Celulose – localizada nos municípios de Porto Seguro e Santa Cruz Cabrália, Extremo Sul da Bahia, onde foi estudado o bioma Mata Atlântica.

#### **5.1.1 Parque Nacional da Chapada Diamantina (Cerrado/campos rupestres)**

O Parque Nacional da Chapada Diamantina (PNCD) está situado na região central do Estado da Bahia e foi criado pelo Decreto Federal N°. 91.655, de 17 de setembro de 1985. Ocupa uma área de aproximadamente 152.400 ha, rica em nascentes em uma região seca e tem como objetivo proteger amostras representativas da serra do Sincorá, uma das feições que compõem a chapada Diamantina que, por sua vez, faz parte da serra do Espinhaço.

De acordo com a classificação de Koppen, predomina o clima tropical de altitude tipo Cwb, com duas estações bem definidas, ou seja, primavera e verão quentes e chuvosos, e outono e inverno mais secos e frios. A precipitação varia entre 700 a 1200 mm/ano, temperatura de 21 a 28°C e umidade relativa de 60 a 70%. A altitude varia entre 600 e 1.300 m. Apresenta relevo acidentado (embora há grandes superfícies planas), seus solos são profundos, porém escassos em nutrientes nos topos dos platôs, e bastante

rasos e pedregosos nas áreas de relevo acidentado (ALVARES et al., 2015; ARAÚJO et al., 2019; CARMO; OLIVEIRA, 2020).

O relevo do PNCD é composto por encostas íngremes, vales estreitos e profundos, topos de morro aplainados, serras altas e com muitas cabeceiras de rios que drenam para fora da chapada. Os campos rupestres predominam nas áreas mais altas, havendo cerrado de altitude, matas nas encostas e vales com ambientes da Caatinga, com grande riqueza de espécies, entre elas algumas endêmicas, raras e novas (VELLOSO et al, 2002).

Os campos rupestres predominam no PNCD, apresentam solos litólicos, com elevada acidez, pouco profundos, baixa fertilidade e com altitudes acima de 1000m, caracterizando a sua fitofisionomia. O Planalto da Diamantina, que integra a Cadeia do Espinhaço, e onde está localizado o PNCD, é composto por rochas metamórficas ou sedimentares e geomorfologicamente subdividido em Blocos Planálticos Setentrionais, Chapadas de Morro do Chapéu, Pediplano Central, Serras da Borda Ocidental e Encostas Orientais (SANTOS; NÓBREGA, 2013).

O norte da Cadeia do Espinhaço, onde se localiza a Chapada Diamantina, é composto por vários tipos de solo, desde os profundos, como os latossolos, aos mais rasos, os neossolos. Estes, predominam em áreas com relevo montanhoso, como nos campos rupestres e nos locais de coleta. Podem ser ferruginosos e ou quartzíticos compostos por arenitos argilosos, arenitos orto-quartzitos, siltitos e conglomerados. Quanto à fertilidade, variam, mas predominam os solos ácidos e pouco férteis (NÓBREGA; VILAS BOAS, 2020).

A vegetação, em geral, é rica em cactáceas e bromeliáceas no estrato rasteiro, e no arbóreo dominam ecótipos endêmicos de Burseraceae, Euphorbiaceae, Apocynaceae e espécies de ampla distribuição de Anacardiaceae e Mimosaceae (CONCEIÇÃO et al., 2016).

#### 5.1.2 Reserva Particular do Patrimônio Natural – Estação Veracel (Mata Atlântica)

A RPPN Estação Veracel está situada na mesorregião geográfica Sul Baiano, microrregião Porto Seguro e faz parte da região econômica Extremo Sul da Bahia. A RPPN ocupa 6.069 hectares que se estendem pelos

municípios de Porto Seguro e Santa Cruz Cabrália (Figura 1). Localiza-se a 15 Km do centro histórico de Porto Seguro e a 56 km do centro urbano de Eunápolis (RPPN ESTAÇÃO VERACEL, 2016).

O clima do Extremo Sul da Bahia é o tropical úmido tipo Af (Koppen), com chuvas bem distribuídas ao longo do ano ocorrendo na porção litorânea e central da região, sem estação seca. A temperatura média é de 22,6°C com média máxima de 27,9°C e mínima de 18,9°C, com umidade relativa apresentando média anual de 86,3%. A precipitação varia entre 1200 a 1.800 mm, com média anual de 1.360 mm (PEREIRA, 2019; RPPN ESTAÇÃO VERACEL, 2016; MINERVINO NETTO, 2008).

A área de Mata Atlântica compreendida pelos limites da RPPN Estação Veracel, onde foram coletadas as amostras de solo e água, é formada principalmente pelos tabuleiros costeiros. Possuem relevo aplainado cortados por vales, elevando-se de 20 a 200m acima do nível do mar. Apresentam predominantemente argissolos e latossolos, ocupando 67,5 e 25% da área, respectivamente. São formados por sedimentos do Grupo Barreiras, onde prevalece uma intercalação de arenitos e lamitos, sobrepondo a arcósios (FERREIRA et al, 2015; LIMA; VILAS BOAS; BEZERRA, 2006; JACOMINE, 1996; CINTRA et al., 2009; COSTA JÚNIOR, 2008).

A floresta ombrófila densa de terras baixas, presente nos tabuleiros costeiros, predomina nos locais de coleta das amostras, com árvores apresentando dossel uniforme, sub-bosque integrado por plântulas de regeneração natural, poucos nanofanerófitos e caméfitos, além da presença de palmeiras de pequeno porte e lianas herbáceas em maior quantidade (IBGE, 2004).

## **5.2 Delineamento amostral**

As coletas de água e solo foram realizadas em 10 pontos, sendo 5 microbacias de cada UC. Para as áreas de Campo Rupestre (CR), referentes às áreas amostradas no PNCD, os pontos são identificados como CR1, CR2, CR3, CR4 e CR5, e para as áreas de Mata Atlântica (MA) amostradas na RPPN-EV, os pontos são identificados como MA1, MA2, MA3, MA4 e MA5 (Figura 1 e Tabela 1).

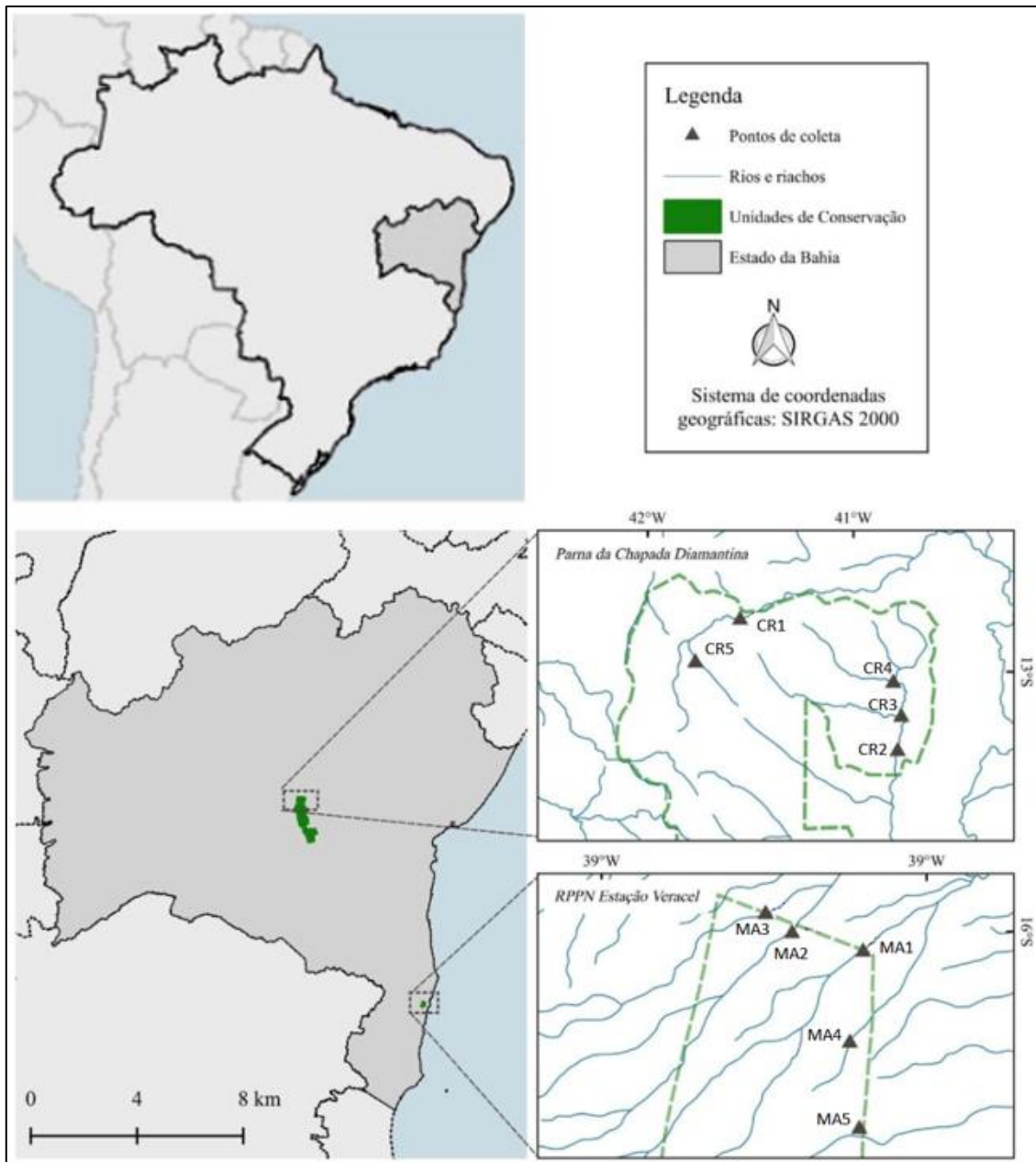


Figura 1. Localização dos pontos de coleta em áreas de Campo Rupestre (CR) no Parque Nacional da Chapada Diamantina e de Mata Atlântica (MA) na Reserva Particular do Patrimônio Natural – Estação Veracel. (Fonte: adaptado de Jéssica Souza).

Foram realizadas duas coletas em cada área, em períodos caracterizados como menos chuvoso (seco) e mais chuvoso (chuvoso). No PNCD foram realizadas nos meses de outubro de 2019 e fevereiro de 2020 e na RPPN-EV nos meses de novembro de 2019 e março de 2020.

Tabela 1. Coordenadas geográficas dos pontos de coleta no Parque Nacional da Chapada Diamantina e na Reserva Particular do Patrimônio Natural – Estação Veracel.

Identificação dos pontos	Coordenadas – Datum Córrego Alegre		
	W	S	
<b>PNCB</b>	CR1	41° 27' 18,5"	12° 28' 29,3"
	CR2	41° 22' 43,0"	12° 32' 18,9"
	CR3	41° 22' 36,7"	12° 31' 18,9"
	CR4	41° 22' 50,6"	12° 30' 19,5"
	CR5	41° 28' 36,7"	12° 29' 43,9"
<b>RPPN-EV</b>	MA1	39° 06' 34,5"	16° 18' 22,5"
	MA2	39° 07' 53,2"	16° 18' 02,2"
	MA3	39° 08' 22,4"	16° 17' 40,7"
	MA4	39° 06' 49,1"	16° 20' 03,3"
	MA5	39° 06' 38,6"	16° 21' 38,4"

Os pontos de coleta no Parque Nacional da Chapada Diamantina (CR1 a CR5) e na Reserva Particular do Patrimônio Natural – Estação Veracel (MA2, MA3 e MA5), estão apresentados nas figuras 2 e 3, respectivamente.



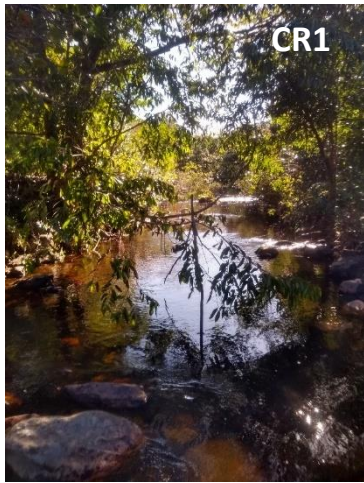


Figura 2. Pontos de coleta no Parque Nacional da Chapada Diamantina.



Figura 3. Pontos de coleta na Reserva Particular do Patrimônio Natural – Estação Veracel.

### 5.3 Precipitação

A determinação da precipitação nas áreas de estudo teve como base os dados da Análise Municipal das Componentes do Balanço Hídrico, do Programa de Monitoramento Climático em Tempo Real da Região Nordeste (Proclima), integrado ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (<http://proclima.cptec.inpe.br/>). Os dados de precipitação obtidos do Proclima para a área de Campo Rupestre (CR) tiveram como origem o município de Lençóis-BA, e para a área correspondente à Mata Atlântica (MA) foram utilizados os dados do município de Porto Seguro-BA.

## **5.4 Procedimentos de coleta e procedimentos analíticos**

### **5.4.1 Amostras de água**

As amostras de água foram coletadas manualmente em frascos de polietileno previamente lavados com HCl 1:1 e água destilada, filtradas em filtros de microfibras de vidro 0,7µm e congeladas até a realização das análises em laboratório. As variáveis abióticas temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido foram mensuradas em campo, com auxílio de sonda multiparâmetros portátil, marca YSI Professional Series Plus.

Para a determinação das concentrações dos elementos-traço foi realizada a leitura em espectrômetro de emissão ótica com plasma acoplado indutivamente – ICP OES, modelo 710 ES, da marca Varian. O equipamento é provido de nebulizador concêntrico OneNeb da marca Agilent e câmara de nebulização ciclônica Single-Pass da marca Varian. Este ICP possui configuração axial e detector de estado sólido com arranjo Charge Coupled Device – CCD. Utilizou-se o gás Argônio 99,998% como gás auxiliar, para geração do plasma e também para a nebulização das amostras.

Para o preparo das curvas de calibração foram utilizados padrões aquosos monoelementares 1000 mg L<sup>-1</sup> Merck e solução padrão multielementar High-purity Standards para a calibração do sistema ótico do equipamento.

### **5.4.2 Solo**

Para cada microbacia foram coletadas 5 sub amostras de solo, gerando uma única amostra composta em cada local. As amostras foram coletadas a uma profundidade de 10 cm utilizando-se trado tipo “caneco”. Foram dispostos 5 pontos de coleta (1 ponto para cada subamostra), distando 10 m entre cada, em um transecto paralelo ao riacho, totalizando 40 m.

#### **5.4.2.1 Análise química e granulométrica do solo**

As análises de solo foram realizadas no Departamento de Ciência do Solo, da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ), em Piracicaba-SP. As análises químicas foram realizadas pelo Laboratório de Análises Química do Solo, e as análises físicas analisadas pelo Laboratório de Análises Físicas do Solo.

O teor de matéria orgânica (MO) foi determinado a partir da oxidação da MO do solo com solução de dicromato de potássio em presença de ácido sulfúrico, utilizando como catalisador da oxirredução o calor desprendido na diluição do ácido sulfúrico e titulação do excesso de dicromato com sulfato ferroso amoniacal. Para a obtenção da soma de bases (SB) efetuou-se a soma dos valores dos cátions trocáveis Ca, Mg, K e Na. Para os valores de determinação da capacidade de troca de cátions (CTC), optou-se pelo método que utiliza uma solução de acetato de cálcio 1 N pH 7,0 como cátion saturante e uma solução de acetato de sódio 1 N pH 7,0 como deslocante (CAMARGO et al., 2009).

A metodologia para determinar o potencial hidrogeniônico (pH) seguiu o proposto por Rajj (2001), a qual utiliza-se um potenciômetro com eletrodo combinado de vidro imerso em suspensão de solo em solução de cloreto de cálcio ( $\text{CaCl}_2$ ). O pH determinado em solução  $0,01 \text{ mol.L}^{-1}$  de  $\text{CaCl}_2$  é, em média, 0,6 unidade menor do que o pH em água, embora as diferenças sejam bastante variáveis. O pH em cloreto de cálcio é uma determinação mais precisa do que o pH determinado em água.

A análise da granulometria foi realizada pelo método do densímetro de Bouyoucus, utilizando um Hidrômetro (ASTM Soil hidrometer 152H, -5 a  $60\text{g.L}^{-1}$ ), calibrado a  $20^\circ \text{C}$ , com leituras correspondentes a  $1\text{g.L}^{-1}$  (GEE; OR, 2002).

#### 5.4.2.2. Análise de metais-traço no solo

As extrações de Fe, Zn, Cu e Mn foram realizadas com solução Mehlich 1 e determinadas por espectrometria de absorção atômica (CAMARGO et al., 2009). O Al foi extraído com solução  $1 \text{ mol.L}^{-1}$  de KCl e determinado por titulação com solução de hidróxido de sódio (RAIJ, 2001).

## 5.5 Análises estatísticas

Como a normalidade dos dados foi rejeitada pelo teste de Shapiro-Wilk, utilizou-se o teste U de Mann-Whitney, teste estatístico não-paramétrico aplicado para comparar dados quantitativos de dois grupos independentes, o qual utiliza as medianas dos dados amostrais. Deste modo, ele foi utilizado para comparar as variações das concentrações de metais entre as áreas para um mesmo parâmetro e para comparar as diferenças temporais em uma mesma área, sendo considerados significativos os resultados com  $p < 5\%$  (ou  $p < 0,05$ ). Todos os testes foram realizados no Programa Statistica 6.1.

## 6 RESULTADOS

### 6.1 Precipitação

Podem ser observados dois períodos distintos, em um dos período com menor volume de chuvas (seco) com precipitação acumulada de 167 e 217 mm e um período com maior volume de chuvas (chuvoso) com precipitação acumulada de 572 e 290 mm para Cerrado e Mata Atlântica, respectivamente (Figura 4).

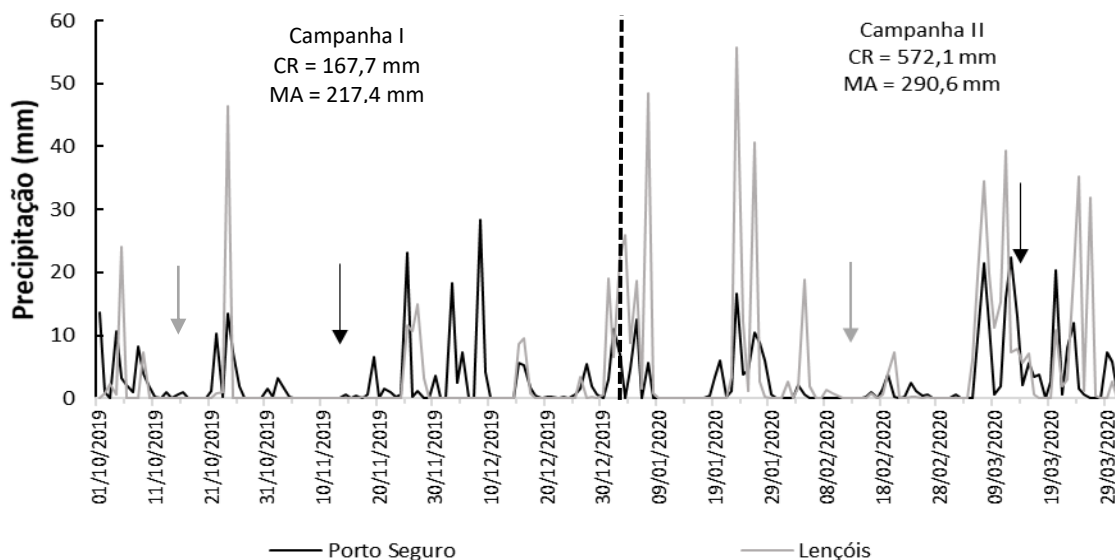


Figura 4. Precipitação diária nas áreas de Campo Rupestre (CR – setas cinzas) e Mata Atlântica (MA – setas pretas) durante as duas campanhas entre os meses de outubro/2019 a março/2020. As setas apontam os dias de início das coletas em cada campanha.

## 6.2 Água

### 6.2.1 Variáveis físico-químicas

Tanto os valores de pH quanto de condutividade elétrica foram superiores nos riachos da Mata Atlântica quando comparados ao Campo Rupestre ( $p < 0,05$ ; Tabela 02).

A condutividade elétrica das águas coletadas na Mata Atlântica variaram de 29,5 a 43,2 e nos Campos Rupestres de 15,4 a 24,6  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Já em relação ao pH os valores em Campos Rupestres não ultrapassam 5,1 e em Mata Atlântica o valor máximo encontrado foi de 7,8. A temperatura foi maior nos Campos Rupestres, mas assim como o oxigênio não foram encontradas diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre as áreas de estudo.

Tabela 2. Variáveis físico-químicas da água nos riachos no Campo Rupestre (CR) e na Mata Atlântica (MA). (média  $\pm$  desvio padrão).

Área	pH	T (°C)	Cond. ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	OD ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )
<b>Campo Rupestre</b>	4,4 $\pm$ 0,3 <sup>a</sup>	25,1 $\pm$ 2,9 <sup>a</sup>	20,5 $\pm$ 2,9 <sup>a</sup>	6,3 $\pm$ 0,9 <sup>a</sup>
<b>Mata Atlântica</b>	5,2 $\pm$ 0,9 <sup>b</sup>	24,2 $\pm$ 1,0 <sup>a</sup>	39,5 $\pm$ 3,9 <sup>b</sup>	6,3 $\pm$ 1,7 <sup>a</sup>

\* As letras diferentes identificam diferença significativa entre as áreas para o Teste estatístico Mann-Whitney com  $p < 0,05$ .

### 6.2.2 Metais traço nos riachos nas áreas de Campo Rupestre e Mata Atlântica

Dentre as concentrações dos metais-traço avaliados (Al, Fe, Zn, Cu e Mn) nos riachos nas áreas do estudo (figura 5), o Fe foi encontrado com maior abundância na Mata Atlântica, em ordem decrescente pelo  $\text{Al} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Mn}$ . No Campo Rupestre o Al foi encontrado com maior abundância, seguido por  $\text{Fe} > \text{Zn} > \text{Mn} > \text{Cu}$ .

O único elemento que apresentou diferenças significativas entre os períodos foi o Al sendo as maiores concentrações observadas nos riachos localizados na área de Campo Rupestre ( $p < 0,05$ ). Os demais metais-traço não apresentaram diferenças significativas entre as áreas.

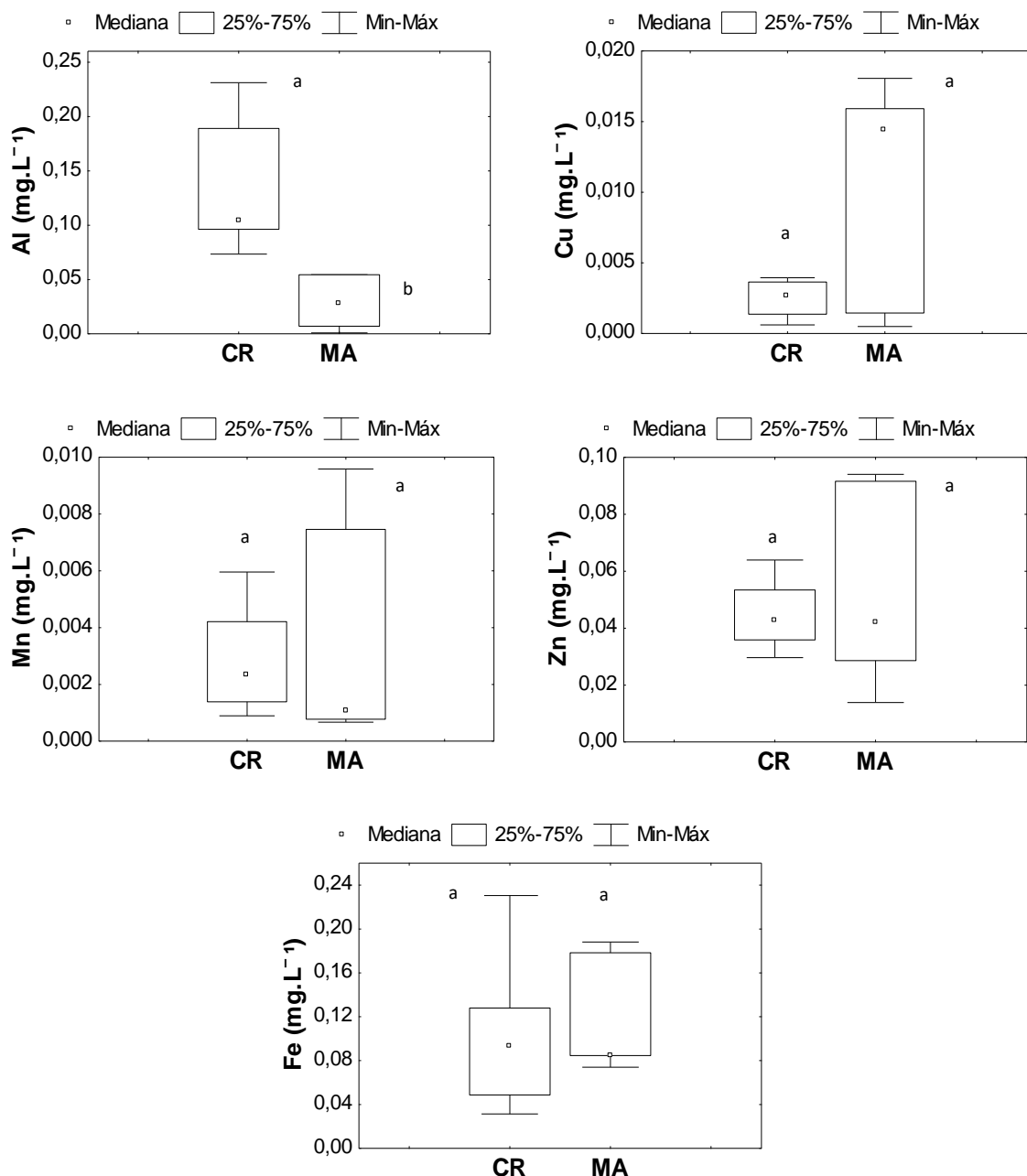


Figura 5. Concentrações dos elementos-traço nos riachos no Campo Rupestre (CR) e na Mata Atlântica (MA). As letras diferentes identificam diferença significativa entre as áreas para o Teste estatístico Mann-Whitney com  $p < 0,05$ .

Em relação às variações temporais, pode-se observar que tanto para MA quanto para CR as maiores concentrações de todos os elementos foram observadas no período chuvoso (figura 6). No entanto, apenas o Mn apresentou diferença significativa entre o período seco e chuvoso em ambas as áreas ( $p < 0,05$ ). Exceção ao cobre (Cu) que foi predominante no período seco. Os elementos Fe e Zn na Mata Atlântica foram encontrados apenas no período chuvoso, no período seco foram encontrados abaixo do limite de detecção.

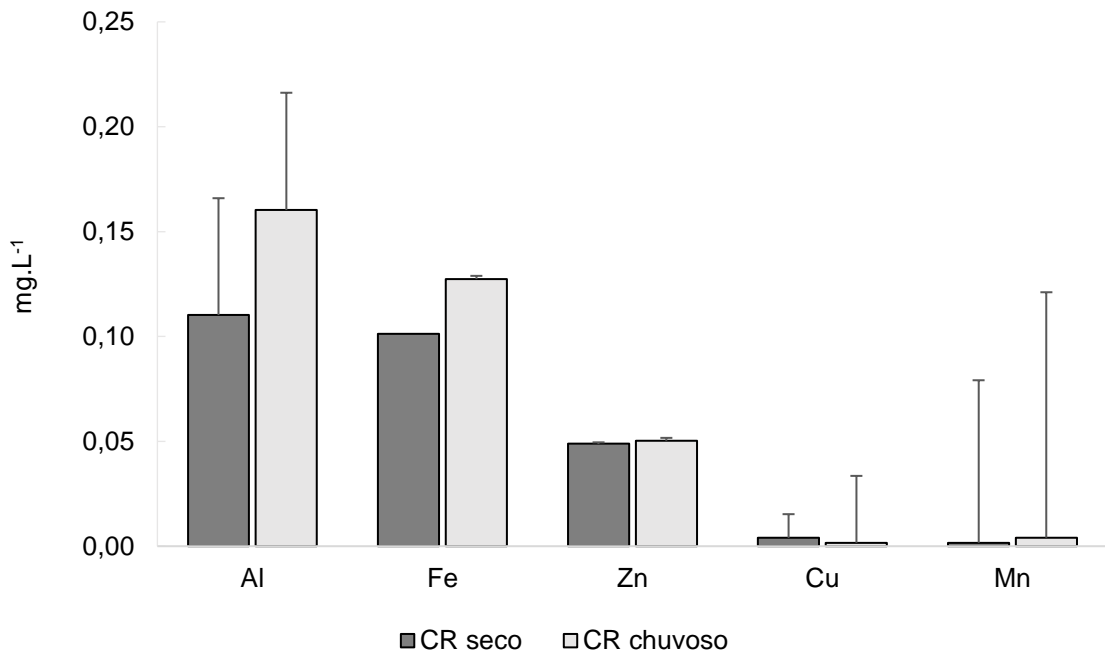
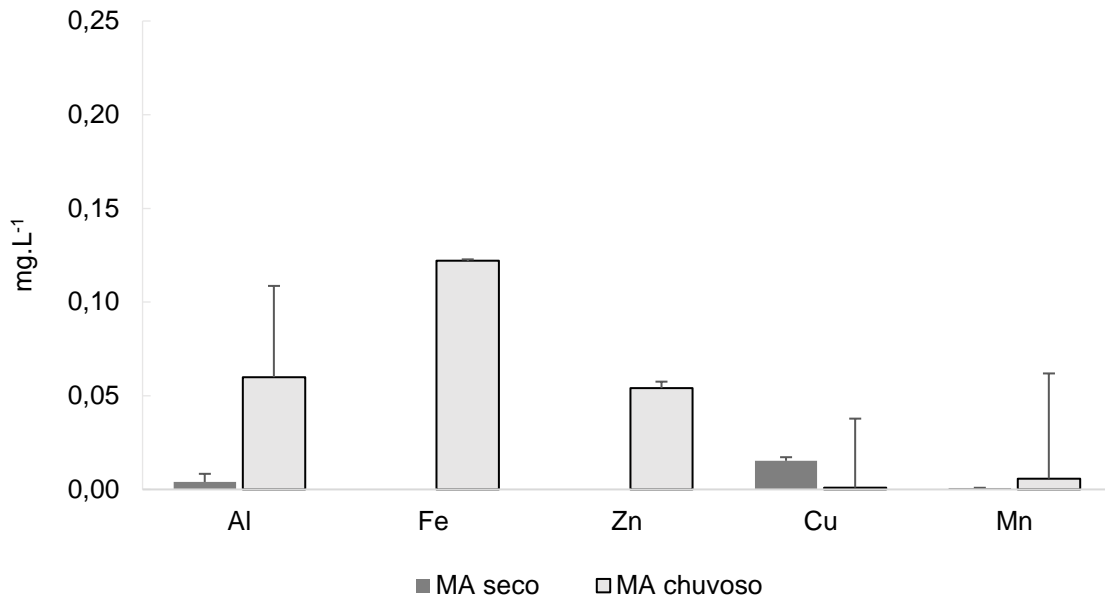


Figura 6. Valores médios das concentrações dos elementos-traço nos riachos na Mata Atlântica (MA) e no Campo Rupestre (CR) nos períodos secos e chuvosos.



## 6.3 Solo

### 6.3.1. Granulometria

Quanto à granulometria do solo em CR e MA (figura 7) pode-se observar que em CR foram encontrados maiores teores de areia comparado à MA com 82,1% e 58,4%, respectivamente, classificado como areia franca.

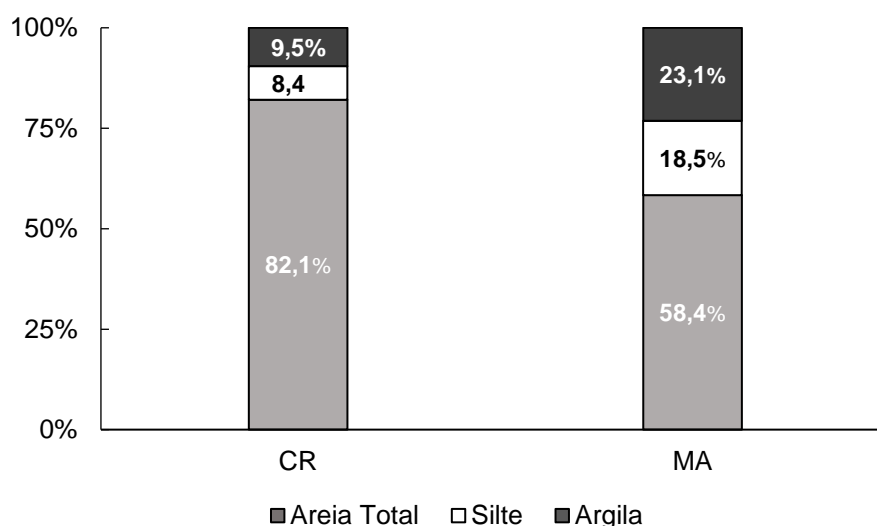


Figura 7. Composição granulométrica em percentuais de areia total, silte e argila dos solos nas áreas de Campo Rupestre (CR) e de Mata Atlântica (MA).

### 6.3.2 pH, MO, SB e CTC

Os maiores valores de pH, MO, SB e CTC foram encontrados em MA (Tabela 3). A única variável que não apresentou diferença significativa ( $p < 0,05$ ) foi a CTC, as demais diferiram significativamente entre as áreas.

Tabela 3. Valores de pH, matéria orgânica (MO), saturação de base (SB), capacidade de troca de cátions (CTC) nos solos no Campo Rupestre (CR) e na Mata Atlântica (MA) (média  $\pm$  desvio padrão).

Área	pH CaCl <sub>2</sub>	MO (g.kg <sup>-1</sup> )	SB (cmolc.dm <sup>-3</sup> )	CTC (cmolc.dm <sup>-3</sup> )
CR	3,5 $\pm$ 0,2 <sup>a</sup>	35,0 $\pm$ 16,9 <sup>a</sup>	0,5 $\pm$ 0,5 <sup>a</sup>	10,5 $\pm$ 3,9 <sup>a</sup>
MA	3,7 $\pm$ 0,1 <sup>b</sup>	87,7 $\pm$ 38,8 <sup>b</sup>	1,7 $\pm$ 0,4 <sup>b</sup>	14,9 $\pm$ 3,1 <sup>a</sup>

\*As letras diferentes identificam diferença significativa entre as áreas para o Teste estatístico Mann-Whitney com  $p < 0,05$ .

### 6.3.3 Metais-traço no solo

Pode-se observar que todos os elementos foram encontrados em maiores concentrações em MA comparado à CR (figura 8). No entanto, apenas os elementos Fe e Zn apresentaram diferenças significativas entre as duas áreas estudadas ( $p < 0,05$ ).

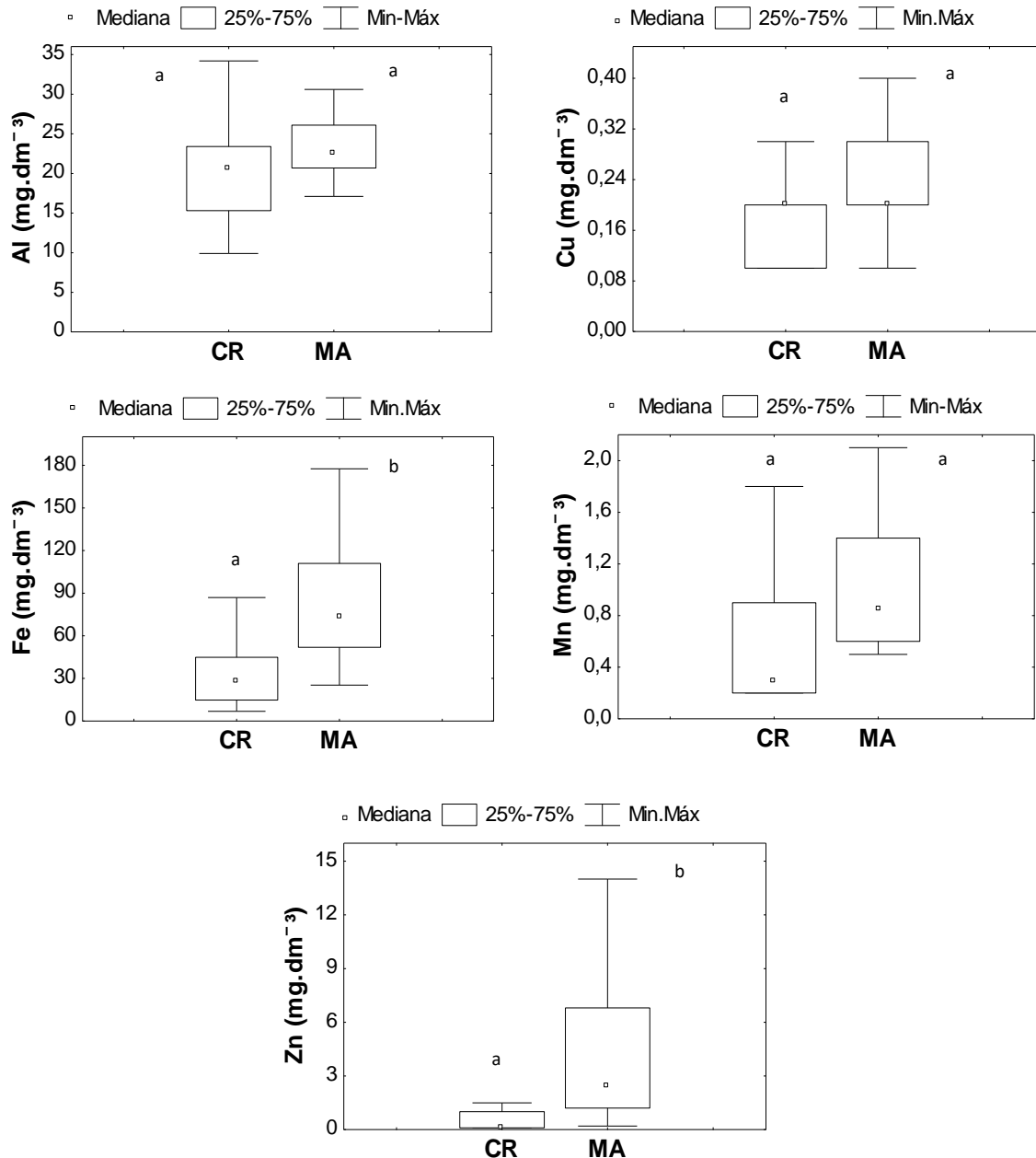


Figura 8. Concentrações dos metais-traço no solo nas áreas de Campo Rupestre (CR) e Mata Atlântica (MA). As letras diferentes identificam diferença significativa entre as áreas para o Teste estatístico Mann-Whitney com  $p < 0,05$ .

Quanto às concentrações dos metais-traço no solo em relação aos períodos seco e chuvoso (figura 9), Fe, Al e Zn representaram as maiores

concentrações nos períodos seco. No entanto, apenas o Zn na MA apresentou diferenças significativas entre o período seco e chuvoso ( $p < 0,05$ ). Os dados de Al não foram apresentados pela falta de amostras para análise no período chuvoso (Figura 9).

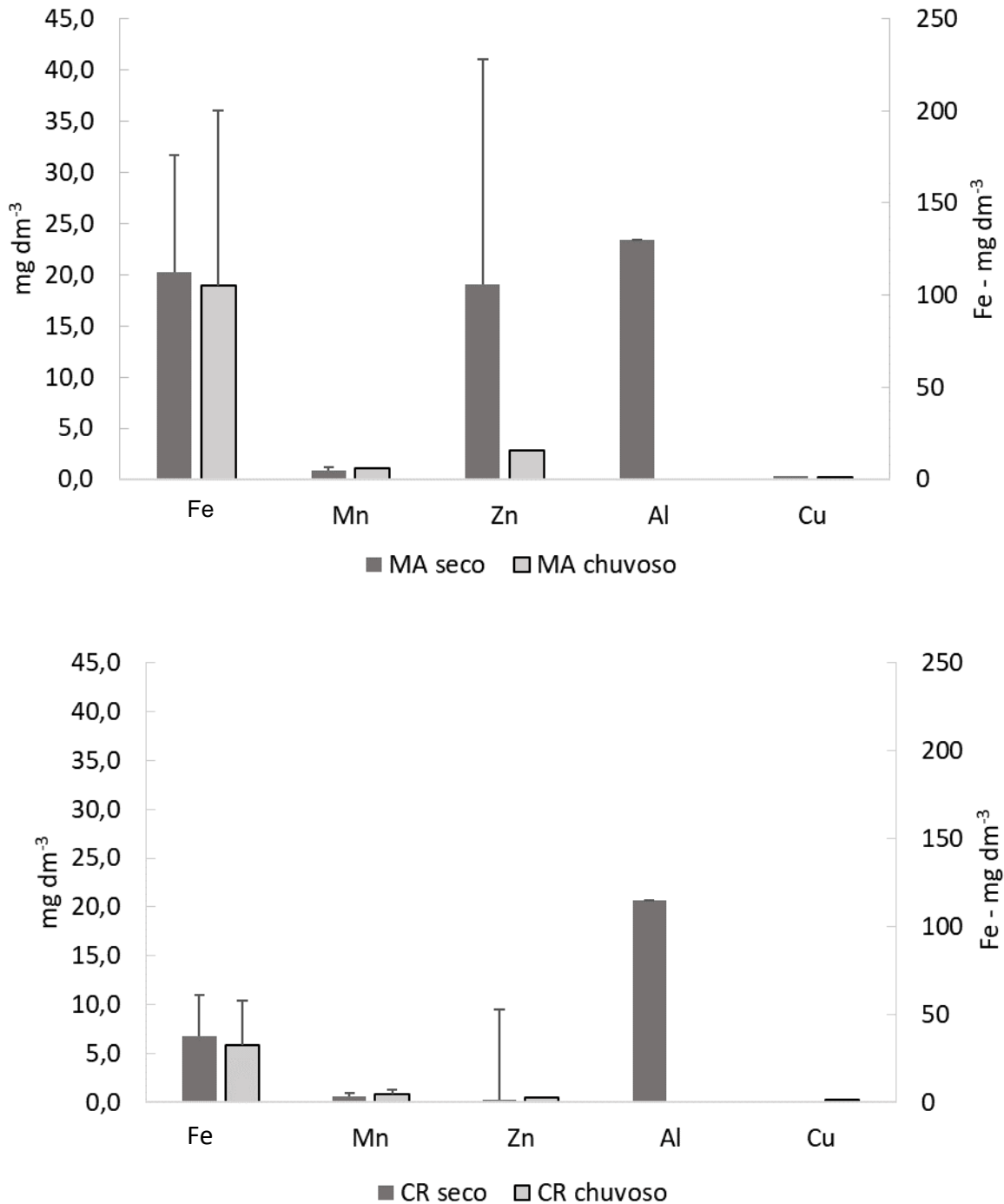


Figura 9. Valores médios das concentrações dos elementos-traço no solo no Cerrado (CR) e na Mata Atlântica (MA) nos períodos secos e chuvosos.

As duas primeiras componentes da PCA explicaram 94% da variação dos dados (Eixo 1: 84,2 %, Eixo 2: 9,8 %). Os dados referentes PCA corroboram o encontrado nas variações espaciais dos metais e com a granulometria dos solos das áreas estudadas. As amostras de água no Cerrado (CR água) foram ordenadas no lado positivo do eixo principal (eixo 1) que se correlacionou com os elementos Al e Mn e com a porcentagem de areia corroborando os resultados supracitados. Por outro lado, o Fe, silte e argila foram ordenados do lado negativo do eixo principal (eixo 1) apresentando correlação com as amostras de água da Mata Atlântica. Os metais no solo estão agrupados no eixo oposto aos metais na água no estando diretamente correlacionados com o solo da Mata Atlântica (MA solo) (Figura 10).

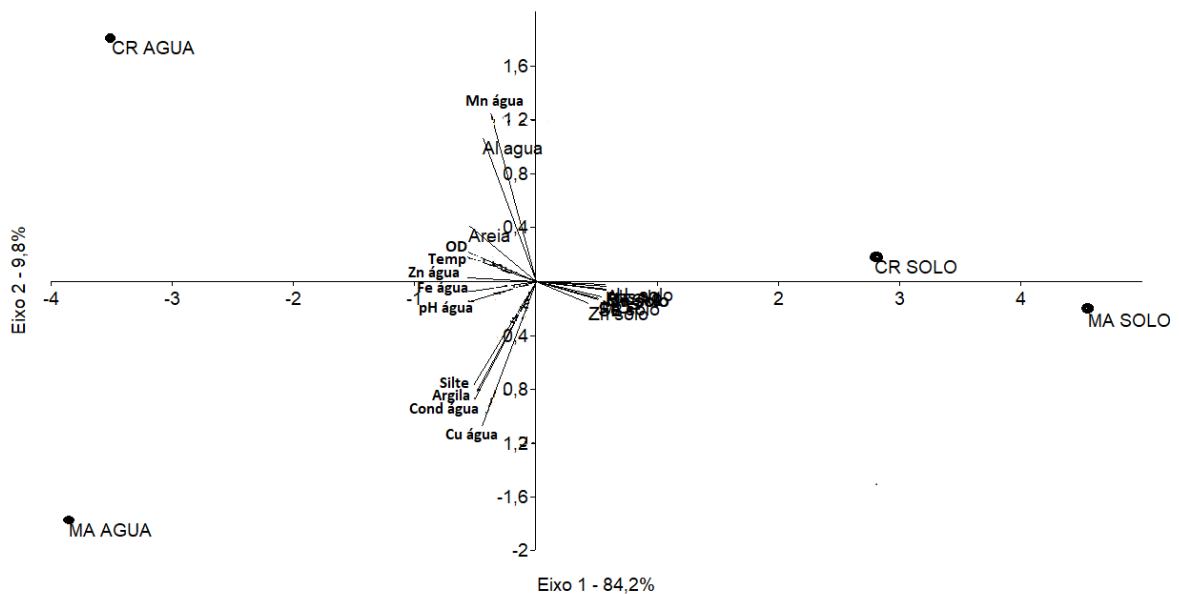


Figura 10: Análise dos componentes principais nas amostras de água e solo nas áreas de Cerrado e Mata Atlântica. Variáveis: metais, granulometria e variáveis físico química da água e solo.

## 7 DISCUSSÃO

### 7.1 Precipitação

Observamos nos períodos de seca e chuvosos na região de Campos Rupestres estudada valores de 167 e 572 mm. Rosalem et al. (2018) divulgaram estimativas de interceptação pela serrapilheira nos anos de 2015 e 2016, onde confrontaram os valores calculados de evapotranspiração e de precipitação interna da área de estudo, exibindo um volume total interceptado pela serapilheira, com média de 13,4% da precipitação interna e 8,5% da precipitação total, com média de 10,3% (122 mm) desse total. Essa interceptação da serapilheira em áreas como o Cerrado, pode impactar significativamente no balanço hídrico, evidenciando a precisão de medições diretas da interceptação pela serrapilheira, permitindo determinar precisamente a precipitação nessas áreas florestais (ROSALEM et al., 2018).

Nesse estudo as precipitações na Mata Atlântica, nos períodos de seca e chuvoso foram de 217 mm e 290 mm, respectivamente. No bioma Mata Atlântica o clima é Köppen, tipo Cwb, com invernos secos e verões chuvosos e forte sazonalidade das chuvas (JUNQUEIRA JUNIOR et al., 2017). De acordo com os autores, a estação chuvosa abrange os meses de outubro a março; e a estação seca vai de abril a setembro, com precipitação média anual de 1.511 mm, com 85% concentrada no verão. Rodrigues et al. (2020) realizaram coleta de dados entre 2014 e 2015, e o volume total de chuva na Floresta Atlântica foi de 1.006,48 mm e 1.433,86 mm, respectivamente.).

Apesar da pequena diferença na precipitação entre os períodos secos e chuvosos na área de Mata Atlântica, observa-se um período de chuva acentuado nos dez dias que antecederam as coletas nessa área na segunda campanha (45,74 mm) comparado à primeira (5,27 mm).

## 7.2 Água

### 7.2.1 Variáveis físico-químicas

Em um estudo em área de Mata Atlântica, a bacia hidrográfica do rio Cubatão do Sul, averiguou-se que a qualidade da água é influenciada pelo escoamento fluvial e tem um período de resposta de curto prazo, em consequência de evento chuvoso (GIRARDI et al., 2016). Segundo os autores, o uso do solo influencia nas alterações da qualidade da água em decorrência de evento de chuva, e a oscilação entre os valores mensurados dos parâmetros nos dois momentos é menor em área conservada com mata nativa, do que aquela com solo com ocupação urbana e rural.

A qualidade da água nas nascentes no Cerrado é excelente e alcança o mais alto nível da Legislação Ambiental Brasileira (“classe especial” conforme CONAMA 357/2005), contudo, os Campos Rupestres são carentes em nutrientes e exibem déficit hídrico sazonal, alta exposição solar, ventos fortes e características influenciadas por rochas de origem quimicamente pobre (OLIVEIRA et al. 2015; SCHAEFER et al. 2016; SILVEIRA et al. 2016).

As águas desse estudo apresentaram diferenças na condutividade elétrica e no pH no bioma Mata Atlântica ( $39,5 \mu\text{S cm}^{-1}$ ; 7,8) quando comparado aos Campos Rupestres ( $20,5 \mu\text{S cm}^{-1}$ ; 5,1). A condutividade elétrica observada na mata atlântica Argentina demonstrou uma média de  $54,01 \pm 12,3 \mu\text{S cm}^{-1}$ , valor superior aos observados nesse estudo (AVIGLIANO; SCHENONE, 2016). Na área de estudo foram observadas as condutividades médias mais baixas de toda a bacia do Prata (uma das maiores bacias da América do Sul), observando que aumenta à medida que flui para o sul à medida que os rios Paraná e Uruguai se aproximam do Delta do Paraná (AVIGLIANO; SCHENONE, 2016).

Com relação ao pH, Avigliano e Schenone (2016), analisando a qualidade da água em um corpo d'água na Floresta Atlântica Argentina, observaram pH neutro-básico com um valor médio de  $7,7 \pm 0,4$ , valor similar aos valores de pH nesse estudo. De acordo com a OMS (2011), não existe um valor de orientação proposto para o pH, e embora o ele não tenha impacto direto no consumo, é um dos parâmetros operacionais de qualidade da água mais importantes

(OMS, 2011). A AFC (2007) adotou os valores de referência propostos pela USEPA em 2011 (pH 6,5–8,5).

Em análise da qualidade da água para verificar sua influência no solo em Campos Rupestres na Serra do Cipó, Almeida et al.(2018) observaram valores de pH de  $5,25 \pm 0,08$ . Em outros estudos na Serra do Cipó, o Rio do Peixe apresentou nos valores coletados de pH com variações entre 5,15 (Rio Peixe) e 6,05 (Rio Cipó), as águas apresentam valores tipicamente baixos de condutividade elétrica ( $11,3 \mu\text{S}/\text{cm}$  e  $18,2 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) nos rios do Peixe e Preto do Itambé, respectivamente, com valor máximo registrado de  $45,2 \mu\text{S}/\text{cm}$  (CALISTO et al., 2001).

Com relação à temperatura das águas, as águas dos ambientes de Campos Rupestres apresentaram temperaturas parecidas quando comparadas às águas coletadas nos ambientes de Mata Atlântica. Na mata Atlântica ocorrem maiores amplitudes de temperatura, principalmente nos períodos chuvosos, pois no início do evento pluviométrico, devido à diminuição dos raios solares e à presença frequente de frentes frias, há uma tendência de redução da temperatura no ambiente, depois de um intervalo de tempo se reflete nos rios (GIRARDI et al., 2016).

O oxigênio dissolvido em ambos os biomas aqui estudados, se apresentaram bons e semelhantes a outros estudos nestes ambientes. Locais classificados como “referência” devem acatar a todos os seguintes critérios: condições ambientais “ótimas” ou “boas” de acordo com o Protocolo de Avaliação de Habitat (HAP) (Barbour et al. 1999), onde as concentrações de oxigênio dissolvido  $\geq 6 \text{ mg}/\text{L}$  são recomendadas. Nesse estudo os valores em ambos ambientes foi de  $6,3 \text{ mg}/\text{L}$ . Em períodos chuvosos, Girardi et al. (2016) observaram valores de oxigênio dissolvido entre  $6,7$  a  $7,9 \text{ mg}/\text{L}$  em água da Mata Atlântica do sul do Brasil. Essa expansão do oxigênio dissolvido mínimo e máximo reportada por Girardi et al. (2016) no período chuvoso, tem o mesmo comportamento relatado por Moraetis et al. (2010), descrevendo uma mudança da amplitude do oxigênio dissolvido através do monitoramento de alta frequência após os eventos de chuvas intensas, onde a concentração aumentou gradativamente após a chuva.

### 7.2.2 Metais traço nos riachos nas áreas de Cerrado e Mata Atlântica

A Mata Atlântica é o bioma mais ameaçado do Brasil (Joly et al., 2014) e a degradação iniciada no século XVI se precipitou com a extensão da agricultura e o estabelecimento de imigrantes ao longo da costa brasileira (NETTESHEIM, 2010). O conhecimento da composição mineral e das características químicas do solo é fundamental para o entendimento de sua gênese, amparando a avaliação dos potenciais e entraves do uso do solo para um possível reparo desse bioma (CUNHA et al., 2019).

Os riachos localizados na Mata Atlântica apresentaram características distintas em comparação aos riachos localizados no bioma Campo Rupestre, como demonstraram nossos resultados. As propriedades físicas e químicas de cada tipo de solo, os parâmetros físico-químicos da água, como temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade, pH, e precipitação tem influência direta nas concentrações dissolvidas dos metais-traço nos ambientes aquáticos (MONTE et al., 2021). Assim, riachos localizados em diferentes biomas podem apresentar diferentes características em consequência desses fatores (GUNDERSEN; STEINNES, 2003; GUILHERME et al., 2005; NYANTAKYI et. al, 2019; CAMPOS, 2010).

A Mata Atlântica é um mosaico de vegetação que envolve densa floresta perene e semidecídua e ecossistemas abertos, como dunas costeiras e campos rochosos montanos (JOLY et al., 2014, NEVES et al., 2017). É um bioma declarado “patrimônio nacional” pela Constituição da República do Brasil (BRASIL, 1988) e é resguardado pela Lei Federal 11.428/2006 (Brasil, 2006). Silveira et al. (2020) aborda a questão indefinida da equivalência ecológica nos afloramentos de rochas férreas da Mata Atlântica, um ecossistema chave sob pressão antrópica, principalmente a mineração de minério de ferro. Segundo os autores, o campo rupestre de pedra de ferro (ICR, ou vegetação de canga) ocorre em substratos de formações de ferro ferruginosas e bandadas (ou seja, geossistemas de pedra de ferro) que foram grave e rapidamente degradados devido à mineração de minério de ferro. Na Mata Atlântica, o campo rupestre ferrífero ocorre principalmente na região do chamado Quadrilátero Ferrífero de Minas Gerais, a maior província mineral do Brasil. Entretanto, nesse estudo destacamos presença desse mineral.



O Fe foi o metal mais abundante no solo e no riacho, tanto em CR como em MA, possivelmente em função de ser o quarto mineral mais encontrado na crosta (KAPLAN; WARD, 2013). As maiores concentrações de ferro foram encontradas nos riachos e solos em MA, comparadas a CR. Uma maior abundância de Fe nos riachos da Mata Atlântica pode ser explicada pelo maior teor de argila e acúmulo de matéria orgânica nos solos neste bioma, contribuindo para uma maior concentração no solo que permite uma maior lixiviação desse elemento do solo para os riachos quando disponíveis na solução do solo (REBÊLO, 2020).

Nas duas áreas de estudo, a concentração de Fe nos riachos foi maior no período chuvoso. O aumento da vazão reduziu o tempo de deslocamento no córrego e, com isso, o tempo disponível para oxidação de Fe dissolvido e conversão subsequente em óxidos e hidróxidos de ferro é menor, resultando no aumento da concentração deste metal na forma dissolvida (BUTLER et al., 2008).

O solo analisado de Mata Atlântica desse estudo demonstrou características argilosas, sendo classificado como franco argiloso. A argila tem um papel muito importante na sorção dos metais, pois quanto maior o teor de argila no solo, maior pode ser a retenção de cátions trocáveis, influenciando uma maior CTC (LOPES, 1998; ALLOWAY, 1995). Apesar da textura mais fina da argila limitar a lixiviação dos metais-traço e cátions trocáveis, permitem uma maior sorção comparadas a solos arenosos e podem em determinadas condições liberar esses metais aos corpos d'água (HE et al., 2005; WANG et al. 2015).

Além de ser essencial para os organismos, principalmente em reações enzimáticas e no transporte de oxigênio o Fe possui grande importância para o ecossistema aquático por meio da influência nas reações biogeoquímicas através da formação de óxidos. Essas reações, mediadas por microrganismos podem alterar a disponibilidade de outros metais-traço devido às relações de troca catiônica (SIEGEL et. al, 2005; KAPLAN; WARD, 2013). Assim como verificado por Salomão et al. (2003), que compararam concentrações de Fe em riachos nos dois biomas, os maiores valores também foram observados na Mata Atlântica.

O Al foi um dos elementos predominantes no Campo Rupestre, devido ao solo com baixo pH e a elevada presença natural desse elemento nos solos no Cerrado (FONSECA, 2014). Em geral, o solo do cerrado brasileiro, abrangendo os campos rupestres, é ácido, oligotrófico e com altas concentrações de Alumínio (OLIVEIRA et al., 2015). No entanto, em todo o mundo, algumas plantas não só toleram Al, mas também acumulam quantidades significativas na parte aérea e, portanto, são identificadas como acumuladoras de Al (JANSEN et al., 2002a).

Nesse estudo os menores valores de pH no solo e riacho foram encontrados em Campos Rupestres. O solo dos campos rupestres possui baixa concentração de nutrientes e elevada concentração de alumínio e areia (ALMEIDA et al., 2018). Solos associados a afloramentos rochosos, como é o caso dos riachos em Campos Rupestres, apresentam alto nível de material orgânico com baixa densidade, devido ao acúmulo de matéria orgânica leve derivada de resíduos vegetais não decompostos (BENITES et al., 2007; ALMEIDA et al., 2018). A decomposição dessa matéria orgânica nos solos favorece a liberação de ácidos húmicos e fúlvicos originando a coloração escura das águas nessa região (BENITES et al., 2007; PARRON et al., 2011).

O Al foi encontrado em maiores concentrações em ambas as áreas no período chuvoso. Em condições climáticas tropicais e subtropicais, com elevadas precipitações pluviais, o Al é liberado através de intemperismo da rocha para o solo e água, aumentando a concentração deste metal no período de chuvas (SHUQAIR, 2002; MOLINA et al., 2019). Tal fato foi confirmado em trabalhos desenvolvidos por Kottwitz (2012) e Bhuyan e Bakar (2017), ao analisarem amostras de água de rio, verificaram que a concentração de alumínio aumentou durante os meses que apresentaram maiores índices pluviométricos.

Em condições ácidas de solo e água, o hidrogênio ( $H^+$ ) atua sobre os minerais liberando íons alumínio ( $Al^{3+}$ ) que ficam predominantemente retidos pelas cargas negativas dos coloides, em equilíbrio com o  $Al^{3+}$  em solução (DRABEK et al., 2005; RAHMAN et al., 2018). Assim, quanto menor o pH (abaixo de 5,5), maior a quantidade de  $Al^{3+}$  em solução e maior a sua mobilidade, o que pode explicar as maiores concentrações de alumínio nos riachos em CR comparado a MA (BOHNEN, 1995; SHUQAIR, 2002; ALVES et

al., 2018). Estudos desenvolvidos em riachos na Mata Atlântica e Cerrado no sudeste brasileiro evidenciaram mesmo padrão com as maiores concentrações de Al encontradas em áreas de Cerrado (SALOMÃO et al. 2003; ALVES et al., 2018).

As concentrações obtidas para Mn foram maiores em Mata Atlântica, tanto no solo quanto no riacho, quando comparadas ao Campo Rupestre, e assim como o Fe, o Mn também apresentou maiores concentrações no período chuvoso em ambas as áreas. As diretrizes existentes recomendam uma concentração máxima de 0,1 mg/L de manganês em água doce para evitar sabor ou coloração indesejáveis (BRASIL, 2014).

O Mn em condições de pH mais ácidos é oxidado a formas mais insolúveis e tendem a ser depositadas no sedimento reduzindo sua concentração nos corpos d'água (KURS et al. 2013). O pH dos riachos variou de 4,4 a 5,2 para MA e CR, respectivamente. Este fato associado a altas concentrações de MO no solo (discutido anteriormente) contribuem para sua redução nos corpos d'água (BHUYAN; BAKAR, 2017).

. Estudo realizado por Moraes (2019) em áreas de Mata Atlântica no sul da Bahia observaram valores de manganês nos riachos 20 vezes superior em relação ao presente estudo. Provavelmente devido ao teor de matéria orgânica no solo 3 vezes maior na área de Mata Atlântica do presente estudo, comparado a Moraes (2019). Desta forma, a menor concentração do Mn nesse estudo em Mata Atlântica, pois uma elevada matéria orgânica pode favorecer a adsorção deste metal limitando assim a lixiviação (SHUQAIR, 2002; LI et al., 2015).

Nos ecossistemas florestais, entre outros fatores, a alta concentração de nutrientes é atribuída à decomposição da matéria orgânica e à eficiente reciclagem dos nutrientes da serapilheira (CURVELO et al., 2009; VIERA et al., 2013; BACHTOLD e MELO JÚNIOR, 2015). Vasconcelos et al. (2021) descreveram que o manganês nos solos dos remanescentes florestais, podem indicar efeitos negativos das atividades antrópicas urbanas. Altas concentrações de metais pesados no solo têm sido identificadas como um risco à saúde dos organismos vivos e, conseqüentemente, à conservação da biodiversidade (DAI et al., 2004; FREITAS et al., 2015). No entanto, a biodisponibilidade de elementos químicos dependerá dos valores totais, das

formas químicas em que ocorre a interação e dos demais componentes do solo (APPEL et al., 2008).

Almeida et al. (2018) comparando um habitat Cerrado e outro CR, observou valores médios maiores Mn no Cerrado, além da habilidade eficaz de troca catiônica (t), o CR apresentou maiores conteúdos de Fe, matéria orgânica, pH e saturação de alumínio. Os óxidos de Mn são comuns nos ambientes naturais e são formados devido ao intemperismo de depósitos minerais (GAMMONS et al., 2015). O Mn é um metal essencial na ativação de enzimas que contribuem para a formação de clorofila, mas a sua presença pode ser considerada tóxica em maiores concentrações (ALEJANDRO et al., 2020). Em sistemas aquáticos, a química do Mn depende do pH e do potencial redox, precipitando em elevados níveis de pH e potenciais de oxidação (GOLDMAN, 2009, INAM et al., 2018).

Com relação às variações temporais, o Zn foi achado apenas no período chuvoso, e no período seco em baixíssimos níveis, no limite da detecção. Nas concentrações dos metais-traço no solo, houve uma contestação das concentrações de Zn no ambiente de Mata Atlântica quando comparado ao Campo Rupestre, sobretudo durante o período seco. Este comportamento pode ser explicado pela maior concentração natural deste metal no solo em MA e devido ao pH mais ácido nos riachos em CR.

O zinco (Zn) participa de processos biogeoquímicos no solo, sedimentos e ambientes aquáticos (CLOQUET et al., 2008), mas é o mais deficiente dos micronutrientes para várias culturas em todo o mundo (DOBERMANN; FAIRHUST, 2000). A dinâmica do Zn nos sistemas solo-planta tem grandes efeitos econômicos e ambientais, pois o Zn é um elemento bioessencial para o crescimento e reprodução dos organismos vivos (FRASSINETTI et al., 2006). Seu comportamento no solo é complexo porque depende da dinâmica dos compostos do solo (ALEXAKIS, 2011), cuja heterogeneidade permite sua presença em distintas formas, sejam solúveis ou fracas ou como Zn ligado às partículas do solo (ABREU et al., 2007).

No ambiente aquático, o zinco está predominantemente relacionado ao material em suspensão antes de ser acumulado no sedimento, assim, em condições de pH ácido, o Zn se torna menos disponível na coluna d'água (COSTA et al, 2017; ALLOWAY, 2013). O Zn é importante no processo de

fotossíntese nos ambientes aquáticos, atuando nas reações enzimáticas ligadas à absorção de carbono (CASTILLO-GONZALEZ et al., 2018). Contudo, concentrações acima de  $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$ , frequentemente são tóxicas e prejudicam a fotossíntese (GOLDMAN, 2009; BALAFREJ et al., 2020).

As concentrações de Zn nos riachos foram maiores no período chuvoso em ambas as áreas, assim como o verificado por Bhuyan e Bakar (2017) e Nyantakyi et. al (2019). Esses autores encontraram concentrações mais elevadas de zinco na estação chuvosa e concluíram que variações sazonais da concentração do metal nos riachos podem ser atribuídas à maior solubilidade e mobilidade em períodos com maior precipitação pluviométrica.

O Cu foi o único elemento a apresentar a maior concentração no período chuvoso no riacho, com maior concentração deste metal nos solos na Mata Atlântica do que no Campo Rupestre. Pode estar relacionada à maior concentração natural de Cu, teor de matéria orgânica e CTC nos solos em MA, o que favorece a adsorção do Cu (ADRESS, 2015). Esse metal desempenha um papel importante na transformação do nitrogênio, respiração e fotossíntese (GOLDMAN, 2009, SHABBIR et al., 2020).

A maior concentração de Cu nos solos associado ao pH mais elevado nos riachos em MA, explicam a sua presença nesse bioma. As concentrações de Cu dissolvido na coluna d'água podem diminuir à medida que o meio se acidifica, devido ao aumento de íons  $\text{H}^+$  que provocam a incorporação deste metal ao sedimento, o que pode ter ocorrido nos riachos em CR, que apresentou pH mais baixo (FÖRSTNER E WITTMANN, 2012; MOORE E RAMAMOORTHY, 2012; COSTA et al., 2017).

O cobre é um micronutriente essencial determinado pelas plantas como cofator para enzimas envolvidas na respiração e na fotossíntese (COSTA et al., 2018). No entanto, o cobre pode ser tóxico quando encontrado em altas concentrações no meio ambiente. Os cloroplastos são os locais mais vulneráveis à toxicidade do cobre. Entre seus efeitos, o cobre não só se liga a distintos sítios do fotossistema II (PS II), afetando a cadeia de transporte de elétrons (MAKSYMIEC, 1997), mas também intervém na síntese e degradação dos pigmentos envolvidos na fotossíntese (YAN; PAN, 2002; MYSLIWA et al., 2004; UPADHYAY; PANDA, 2009). A exposição ao Cu tem efeitos rápidos e

acentuados na estrutura e na maioria das funções das comunidades expostas (AHMED et al., 2018).

Em relação à variação temporal pode ser observado diferente padrão nas concentrações dos metais no solo e nos riachos desse estudo. Enquanto no solo as maiores concentrações foram observadas no período seco, nos riachos as maiores concentrações dos metais foram observadas no período chuvoso. Isto provavelmente está relacionado ao aumento do escoamento superficial no período chuvoso que propicia a lixiviação dos metais disponíveis na solução do solo para os corpos d'água (FELIZZOLA et al., 2019).

Ahmed et al. (2019) pesquisando a contaminação por metais pesados na água de irrigação, solo e vegetais e a diferença entre as estações seca e chuvosa perto de uma zona multiindustrial em Bangladesh, relataram que todas as concentrações de metais pesados foram menores no período chuvoso do que no período seco, que se deve à diluição da água pelas chuvas, menor absorção de metais pesados da água de irrigação diluída e absorção de metais pesados da água de irrigação e/ou solo de baixa concentração.

Quanto à dinâmica temporal, em ambas as áreas estudadas a concentração de Cu foi menor no período chuvoso, sendo o único metal-traço a apresentar tal comportamento, assim como relatado por Bhuyan e Bakar (2017), analisando concentrações de metais-traço em água e sedimento no rio Halda, nas estações seca e chuvosa, também encontraram menores concentrações de Cu na água na estação chuvosa. De acordo com Butler et al. (2008), que também encontraram menores concentrações de Cu no período chuvoso, a diminuição da concentração deste metal ocorre pela diluição provocada pelo aumento do volume de água nos rios.

A Mata Atlântica foi uma das maiores florestas tropicais das Américas, originalmente cobrindo cerca de 150 milhões de hectares, com grande diferença de condições ambientais, com uma alteração na composição da floresta encontrada nesta ampla faixa longitudinal, ocasionada por um regime de chuvas decrescente mais longe da costa (RIBEIRO et al., 2009), o que é altamente importante para este ambiente diversificado.

Atualmente, a maior parte da Mata Atlântica remanescente permanece em pequenos fragmentos (<100 ha) isolados uns dos outros (RANTA et al., 1998; RIBEIRO et al., 2009). Novos centros industriais e urbanos e agricultura

e pecuária levaram ao desmatamento. A contaminação das águas superficiais com patógenos derivados de fezes representa uma ameaça significativa à saúde humana e representa uma barreira importante para a utilização de água não tratada do rio para consumo ou outros fins domésticos (AVIGLIANO, 2015).

Recentemente, alguns poluentes relacionados a atividades antrópicas como metais pesados e oligoelementos como Al, Cu, Fe, Mn, e Zn (FARIAS et al., 2007; FREIRE et al., 2012; KUHLMANN et al., 2014; AVIGLIANO et al., 2015), nutrientes, (KUHLMANN et al., 2014), coliformes fecais (CASATTI et al., 2006; KUHLMANN et al., 2014; AVIGLIANO et al., 2015) e agroquímicos como o glifosato (ARMAS et al., 2007; FREIRE et al., 2012; AVIGLIANO et al., 2015), foram encontrados em bacias da Mata Atlântica.

### **7.3 Solo**

#### **7.3.1 Granulometria**

Nesse estudo, em Campos Rupestres apresentaram maiores teores de areia, quando comparado ao ambiente de estudo de Mata Atlântica. Resende et al. (2021), descreveram o solo superficial da porção sul da Serra do Espinhaço como sendo composto sobretudo por concreções ferruginosas e a seguinte granulometria: 44% de areia grossa, 28% de argila, 19% de silte e 9% de areia fina. O Campo Rupestre é um tipo típico de vegetação, crescendo em afloramentos rochosos pobres em nutrientes, e pode ser observado em todo o Brasil, em distintas litologias (quartzito, itabirito, filitos, granitos, gnaisses, sienitos, xistos) (SCHAEFER et al., 2016). Segundo os autores, a agregação de todos os solos do Campo Rupestre permite distinguir dois grupos básicos, um relacionado ao maior acúmulo de matéria orgânica e texturas argilosas/silteosas (Canga e Itabirito) e outro com solos arenosos e com maiores teores de  $Al^{+3}$  trocáveis (quartzitos e granitos, principalmente).

Silveira et al. (2016), caracteriza o Campo Rupestre em formações quartzíticas, areníticas e ferríferas, especialmente acima de 900 m de altitude, acima do nível do mar até 2.033 m de altitude, e também incidem em áreas disjuntas ao longo de várias serras e montanhas isoladas nos Estados de Minas Gerais, sul da Bahia e leste e nordeste de Goiás. Nos solos da Mata

Atlântica, os conteúdos de silte e argila foram elevados aos encontrados em CR, em uma taxa de proporção que os classifica como franco argiloso arenosa (MARTINS et al., 2015; SANTOS, 2018). Nas florestas tropicais, a matéria orgânica do solo é responsável pela maior parte dos nutrientes armazenados no compartimento edáfico, onde o carbono representa a maior proporção (BATJES, 2014).

### 7.3.2 pH, MO, SB e CTC

Os solos da Mata Atlântica, aqui analisados, apresentaram maiores teores de pH, MO, SB e CTC. Durante o seu desenvolvimento, as espécies florestais podem alterar atributos químicos do solo, como pH e teor de nutrientes, e a literatura confirma que as espécies de árvores têm efeitos diferentes na serapilheira (produção e qualidade), bem como nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo superficial (FIRN et al., 2007; MEDINA-VILLAR et al., 2015; RUSSELL et al., 2018) A absorção de nutrientes nas camadas mais profundas retorna à superfície do solo (através da queda de serapilheira) pode ajudar a explicar as mudanças na fertilidade do solo entre as espécies florestais (MÁRQUEZ et al., 1993).

Salemi et al. (2013), em estudos em solos de florestas tropicais e pastagens, classificou os solos como formados sob gnaisse e granitos, ambos os solos apresentam textura média contendo aproximadamente 57% de areia e 23% de argila, com pH muito ácido (3,5–3,8), e com baixas concentrações de P e cátions básicos.

A quantidade de matéria orgânica depende tanto da disponibilidade de sedimentos orgânicos acumulados quanto da taxa de decomposição da serapilheira realizada por microorganismos (OSTERTAG et al., 2008). Além do carbono, a baixa disponibilidade de fósforo no solo limita a produtividade dos ecossistemas tropicais (ARAGÃO et al., 2009), sendo sua deficiência causada principalmente por uma forte adsorção de  $H_2PO_4$  aos óxidos de alumínio (Al) e ferro (Fe), que transforma grandes proporções de P total em formas indisponíveis para as plantas.

Neste estudo o bioma Mata Atlântica apresentou um solo com maior teor de matéria orgânica, com relação ao Campo Rupestre. No Campo Rupestre, a matéria orgânica se acumula em solos associados a afloramentos rochosos



devido a condições desfavoráveis para a decomposição microbiana (BENITES et al. 2007). A atividade microbiana e as taxas de decomposição são reduzidas devido aos principais fatores de estresse, uma oligotrofia extrema, altos níveis de  $Al^{+3}$  e temperaturas relativamente baixas. Isso promove o acúmulo de carbono orgânico (C), o que favorece o estabelecimento da vegetação, pois aumenta a retenção de nutrientes e água (SILVEIRA et al., 2016). Os autores destacam que em climas mesotérmicos no Campo Rupestre, com invernos frios, também podem levar à lenta mineralização de C e alto teor de matéria orgânica no solo.

Assim, a decomposição desempenha um papel fundamental na transferência de energia entre a cadeia da teia, contribuindo para a manutenção dos ecossistemas (SILVA et al., 2007; ARYAL et al., 2015) e da fertilidade do solo. Scheer (2008) descreve a dependência da vegetação sucessional tardia à serapilheira produzida por espécies pioneiras, o que contribui para a reposição de matéria orgânica nos horizontes superficiais do solo e para o fornecimento de nutrientes (VAN GROENINGEN et al., 2015).

As argilas minerais, as substâncias húmicas e os óxidos de ferro e alumínio apresentam uma superfície de troca, e colóides responsáveis pela capacidade de troca de cátions (CTC) dos solos sob condições tropicais (RONQUIM, 2010). Neste estudo observamos maior capacidade de troca catiônica (CTC) no ambiente de Mata Atlântica, com relação ao ambiente Campo Rupestre. Lima et al. (2020) avaliando as mudanças químicas e isotópicas do solo em solos de uma cronossequência floresta tropical-cana-pasto no bioma Mata Atlântica no Brasil, observaram a conversão de floresta para solo agrícola reduziu o  $Al^{+3}$  (44%) e o  $H+Al$  (11%), onde a pastagem teve maior percentual de saturação por bases (37,3%) do que os solos florestais (25,4%), e a capacidade de troca catiônica foi fortemente influenciada pelas concentrações de  $K^+$ ,  $Ca^{+2}$  e  $Mg^{+2}$ , mas não por  $Na^+$ .

Nos Campos Rupestres, os solos são derivados do intemperismo *in situ* de material parental resistente (BENITES et al. 2007). Quando desenvolvidos em quartzito e arenito, os solos são tipicamente areias brancas rasas sobre a rocha-mãe e têm baixa capacidade de retenção de água, e esses solos são ácidos, com alta saturação de alumínio (Al) e com níveis notavelmente baixos de potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), cátions totais trocáveis e, em

particular, fósforo (P) disponível para as plantas (SILVEIRA et al., 2016). Segundo os autores, os solos desenvolvidos em ironstones também são rasos e ácidos, com baixa capacidade de retenção de água, mas apresentam menores concentrações de Al trocável e maiores concentrações de ferro (Fe) e manganês (Mn).

## **8 CONCLUSÕES**

Com exceção do Al, que foi encontrado em maior concentração nos riachos em CR, os demais metais-traço analisados (Fe, Mn, Cu e Zn) foram encontrados em maiores concentrações nos riachos em MA, que por sua vez, tenderam à uma correlação positiva com as maiores concentrações nos solos. O material de origem, que determina a concentração natural dos metais-traço nos solos, e o pH dos riachos parecem ter sido determinantes nas concentrações dos metais-traço nos riachos nas duas áreas. No período chuvoso houve um aumento nas concentrações dissolvidas dos metais-traço nos riachos tanto em MA quanto em CR, com exceção do Cu, que foi o único metal-traço a ter comportamento inverso, em ambas áreas de estudo.

As interações entre as variáveis que definem as concentrações dissolvidas e particuladas dos metais-traço nos riachos, tem grande relação com o material sedimentado. As variações nas concentrações estão diretamente relacionadas aos processos de sorção (adsorção e dessorção) dos metais às partículas, e ao tamanho da superfície coloidal. Assim, é recomendável avaliar em outros estudos, além das concentrações dissolvidas dos metais na água e no solo, o material particulado na coluna d'água, o sedimento e a serapilheira.

## 9 REFERÊNCIAS

- ABREU, C.A.; LOPES, A.S.; SANTOS, G.C.G. Micronutrients = Micronutrientes. p. 645-736. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; NEVES, J.C.L., eds. **Soil fertility - Fertilidade do solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, MG, Brazil, 2007.
- ADREES, M.; ALI, S.; RIZWAN, M.; IBRAHIM, M.; ABBAS, F.; FARID, M.; ZIA-UR-REHMAN, M.; IRSHAD, M.K.; BHARWANA, S.A. The effect of excess copper on growth and physiology of important food crops: A review. **Environ Sci Pollut Res Int.**, v. 22, n. 11, p. 8148-62, 2015. 10.1007/s11356-015-4496-5
- AFC - Código Alimentario Argentino. **Bebidas hídricas, agua y agua gasificada**, Artículo 982, 2007.
- AHMED, A.M.; LYAUTEY, E.; BONNINNEAU, C.; DABRIN, A.; PESCE, S. Environmental concentrations of copper, alone or in mixture with arsenic, can impact river sediment microbial community structure and functions. **Frontiers in Microbiology**, v. 9, 2018. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01852>
- AHMED, M.; MATSUMOTO, M.; OZAKI, A.; THINH, N.V.; KUROSAWA, K. Heavy Metal Contamination of Irrigation Water, Soil, and Vegetables and the Difference between Dry and Wet Seasons Near a Multi-Industry Zone in Bangladesh. **Water**, v. 11, n. 3, p. 583, 2019. <https://doi.org/10.3390/w11030583>
- AKHTAR, N.; SYAKIR, I.M.; BHAWANI S.; UMAR K. Various Natural and Anthropogenic Factors Responsible for Water Quality Degradation: A Review. **Water**, v. 13, n.19, p. 2660, 2021. <https://doi.org/10.3390/w13192660>
- ALEJANDRO, S.; HÖLLER, S.; MEIER, B.; PEITER, E. Manganese in plants: from acquisition to subcellular allocation. **Frontiers in Plant Science**, v. 11, 2020. 10.3389/fpls.2020.00300
- ALEXAKIS, D. Diagnosis of stream sediment quality and assessment of toxic element contamination sources in East Attica, Greece. **Environmental Earth Science**, v. 63, p. 1369-1383, 2011.
- ALLOWAY, B. **Heavy metals in soil: trace metals and metalloids in soil and their bioavailability**. Springer, New York, 2013.
- ALMEIDA, J.A.; LUNARDI NETO, A.; VIDAL-TORRADO, P. Sombric horizon: five decades without evolution. **Scientia Agricola**, v. 72, n.1, 2015. <https://doi.org/10.1590/0103-9016-2014-0111>
- ALMEIDA, D.S. **Recuperação ambiental Mata Atlântica** (online). 3 ed. Ver. And enl. Ilhéus, BA. Editus, 200 p., 2016, ISBN: 978-85-7455-440-2.
- ALMEIDA, H.A.; BAHIA, T.O.; GELVEZ-ZUNIGA, I.; FERNANDES, G.W. Together yet separate: variation in soil chemistry determines differences

in the arboreal-shrub structure of two contiguous rupestrian environments. **Acta Bot. Bras.** [online], v. 32, n. 4, p. 578-587, 2018. <https://doi.org/10.1590/0102-33062018abb0013>

ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J.L. DE M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711–728, 2015. [10.1127/0941-2948/2013/0507](https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507)

ALVES, M.; OLIVEIRA, R. B.; TEIXEIRA S. R.; GUEDES M. L. S.; ROQUE N. Levantamento florístico de um remanescente de Mata Atlântica no litoral norte do estado da Bahia, Brasil. Instituto de Botânica de São Paulo. **Revista Hoehnea**, v. 42, n. 3, p. 581–595, 2015. <https://doi.org/10.1590/2236-8906-06/2015>

ALVES, V. N., TORRES, J. L. R., LANA, R. M. Q., & PINHEIRO, M. H. O. Nutrient cycling between soil and leaf litter in the Cerrado (Brazilian savanna) on eutrophic and dystrophic Neosols. **Acta Botanica Brasilica**, v. 32, n. 2, p. 169–179, 2018. <https://doi.org/10.1590/0102-33062017abb0369>

APPEL, C.; MA, L.Q.; RHUE, R.D.; REVE, W. Sequential sorption of lead and cadmium in three tropical soils. **Environ Pollut**, v. 155, n. 1, p. 132-140, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.10...>

ARAGÃO LEOC, MALHI Y, METCALFE DB, SILVA-ESPEJO, JE, JIMENEZ E, NAVARRETE D, et al. Above-and belowground net primary productivity across ten Amazonian forests on contrasting soils. **Biogeosciences**, v. 6, n. 12, p. 2759–2778, 2009. <https://doi.org/10.5194/bg-6-2759-2009>

ARAÚJO, E. D. S.; PRAÇA DE SOUZA, J. O.; CLEMENTE MACHADO, C. C. Considerações sobre as paisagens semiáridas e os enclaves subúmidos do nordeste seco – Uma abordagem sistêmica. **Revista de Geografia**, v. 36, n. 3, p. 128-146, 2019. <https://doi.org/10.51359/2238-6211.2019.240727>

ARAUJO, M.; ROCHA R.; ALGER K.; MESQUITA C. A. B. A Mata Atlântica do Sul da Bahia. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. **Série Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica**, v. 8, p. 20, 1998.

ARAUJO, A. A. Q. DE et al. 442 **Anais do Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental e Sustentabilidade** - Vol. 1: Congestas 2013, v. 1, p. 442–447, 2019.

ARMAS ED, MONTEIRO RTR, ANTUNES PM, SANTOS MA, CAMARGO, PB, ABAKERLI RB.2007.Diagnóstico espaço temporal da ocorrência de herbicidas nas águas superficiais e sedimentos do rio Corumbataí e principais afluentes. **Quím Nova.**, v. 30, p. 1119-1127.

ARYAL, D.R.; DE JONG, B.H.J.; OCHOA-GAONA, S.; MENDOZA-VEGA, J.; ESPARZA-OLGIUM, L. Successional and seasonal variation in litterfall and associated nutrient transfer in semievergreen tropical forest of SE Mexico.

Nutrient Cycling Agroecosystem, **The Hague**, v. 103, p.45- 60, 2015. <http://dx.doi.org/10.1007/s10705-015-9719-0>

AVIGLIANO, E., SCHENONE, N.F. Water quality in the Atlantic Rainforest Mountain Rivers (South America): quality indices assessment, nutrients distribution and consumption effect. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, v. 23, n. 15, p. 15063-15075, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-6646-9>.

AVIGLIANO, E. Water pollution in Atlantic Rainforest (South America). **Journal of Industrial Pollution Control**, 2015.

BACHTOLD, B.A.; MELO JUNIOR, J.C.F. Plasticidade morfológica de *Calophyllum brasiliense* Camb. (Calophyllaceae) em duas formações de restinga no sul do Brasil. **Acta Biológica Catarinense**, v. 2, n. 2. <https://doi.org/10.21726/abc.v2i2.165..>

BADIA, C.C.V.; MESSIAS, M.C.T.B.; ECHTERNACHT, L. Zooming in on quartzitic outcrops: micro-habitat influences on flora and vegetation. **Rodriguésia** [online], v.72, 2021, p. e01792019. <https://doi.org/10.1590/2175-7860202172095>

BALAFREJ, H.; BOGUSZ, D.; TRIQUI, Z-E.A.; GUEDIRA, A.; BENDAOU, N.; SMOUNI, A.; FAHR, M. Zinc hyperaccumulation in plants: a review. **Plants**, v. 9, n. 5, p. 552, 2020. <https://doi.org/10.3390%2Fplants9050562>

BATJES, N.H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. **European Journal of Soils Science**, v. 65, n.1, p.10-21, 2014. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01386.x>

BETÜL, B.; ORHAN, D.; MEHMET, A.Ö.; YUSUF, K.; EMEL, K.; FERHAT, T. Assessment of heavy metal concentrations and behavior in cultivated soils under humid-subhumid environmental condition of the Black Sea region. **Geoderma Regional.**, v.32, p. e00593, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2022.e00593>

BENITES V. M., SCHAEFER C. E. G. R., SIMAS F. N. B., SANTOS H. G. Soil associated with rock outcrops in the Brazilian mountain ranges Mantiqueira e Espinhaço. **Brazilian Journal of Botany**, v. 30, n 4, p. 569-577, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042007000400003>

BHUYAN, M.S.; BAKAR, M.A. Seasonal variation of heavy metals in water and sediments in the Halda River, Chittagong, Bangladesh. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, v. 24, p. 27587–27600, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0204-y>

BOHNEN, H. Acidez e calagem. In: GIANELLO, C., BISSANI, C.A., TEDESCO, M.J. (eds.) **Princípios de fertilidade de solo**. Porto Alegre : Dep. de Solos. Fac. de Agronomia. UFRGS. p.51-76. 1995.

Brasil. Ministério da Saúde. **Fundação Nacional de Saúde. Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS / Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde**. – Brasília : Funasa,

2014.

BREZONIK, P.; KING, S.; MACH, C. **The influence of water chemistry on trace metal bioavailability and toxicity to aquatic organisms.** In: Metal Ecotoxicology Concepts and Applications. CRC Press, 1 ed., p. 31, 1991. 10.1201/9781003069973-1.

BUTLER, B.A.; RANVILLE, J.F.; ROSS, P.E. Observed and modeled seasonal trends in dissolved and particulate Cu, Fe, Mn, and Zn in a mining-impacted stream. **Water Research**, v. 42, n. 12, p. 3135-3145, 2008.

CALISTO, M.; MORENO, P.; BARBOSA, F.A.R. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 6, n. 2, p. 259-266, 2001.

CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agrônomo de Campinas. **Instituto Agrônomo - Boletim técnico**, n. 106. p. 77, 2009.

CAMPOS, M. C. C. Atributos dos solos e riscos de lixiviação de metais pesados em solos tropicais. **Ambiência**, v. 6, n. 3, p.547-565, 2010.

CAPORALE, A.G.; VIOLANTE, A. Chemical Processes Affecting the Mobility of Heavy Metals and Metalloids in Soil Environments. **Curr. Pollution. Rep** 2, p. 15–27, 2016.

CARDOSO, S. J., QUADRA, G. R., RESENDE, N. DA S., & ROLAND, F. The role of sediments in the carbon and pollutant cycles in aquatic ecosystems. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 31, 2019. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X8918>

CARMO, F.F.; MOTA, R.C.; KAMINO, L.H.Y.; JACOBI, C.M. Check-list of vascular plant communities on ironstone ranges of south-eastern Brazil: dataset for conservation. **Biodiversity Data Journal**, v. 6, p. e27032, 2018. 10.3897/BDJ.6.e27032

CARMO, J. C. C. DO; OLIVEIRA, I. B. DE. Correlação espacial do alto teor de ferro na água subterrânea dos aquíferos sedimentar e metassedimentar do estado da Bahia e os atributos, clima, pluviometria e litologia. **Águas Subterrâneas**, v. 34, n. 3, p. 1–15, 2020. <https://doi.org/10.14295/ras.v34i3.29943>

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; SILVA, A.M.; CASTRO, R.M.C. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. **Braz J Biol.**, v. 66, p. 681-696, 2006.

CASTILLO-GONZÁLEZ, J.; OJEDA-BARRIOS, D.; HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ, A.; GONZÁLEZ-FRANCO, A.C.; ROBLES-HERNÁNDEZ, L.; LÓPEZ-OCHOA, G. R. Zink Metalloenzymes in plants. **Interciência**, v. 43, n. 4, p. 242-248, 2018.

CASTUERA-OLIVEIRA, L.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; EISENLOHR, P.V. Emerging hotspots of tree richness in Brazil. **Acta Bot. Bras.**, v. 34, n. 1, 2020. <https://doi.org/10.1590/0102-33062019abb0152>

CECON, K. **Deposição de elementos traço em solo de floresta de Mata Atlântica via serapilheira**. Dissertação (mestrado). Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Química. 2003.

CHENG, C.; ZHANG, F.; TAN, M.L.; KUNG, H.-T.; SHI, J.; ZHAO, Q.; WANG, W.; DUAN, P.; AN, C.; CAI, Y.; et al. Characteristics of dissolved organic matter and its relationship with water quality along the downstream of the Kaidu river in China. **Water**, v. 14, p. 3544, 2022. <https://doi.org/10.3390/w14213544>

CHIBA, W.; PASSERINI, M.; BAIO, J.; TORRES, J.; TUNDISI, J. Seasonal study of contamination by metal in water and sediment in a sub-basin in the southeast of Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 4, p. 833–843, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842011000500004>

CINTRA, F. L. D.; RESENDE, R. S.; LEAL, M. L. S.; PORTELA, J. C. Efeito de volumes de água de irrigação no regime hídrico de solo coeso dos tabuleiros e na produção de coqueiro. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 33, p. 1041-1051, 2009. [10.1590/S0100-06832009000400028](https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000400028)

CLELAND, E. E. Biodiversity and Ecosystem Stability. **Nature**, v. 3, n.10, p.14, 2011.

CLOQUET, C.; CARIGNAN, J.; LEHMANN, M.F.; VANHAECKE, F. Variations in the isotopic composition of zinc in the natural environment and the use of zinc isotopes in biogeosciences: a review. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 390, p. 451-463, 2008.

COELHO, A. S.; OLIVEIRA, P.; AMBRIZZI, T.; REBOITA, S.; ARPENEDO, B.; AMPOS, J.L.P.S.; REHBEIN, A.. The 2014 southeast Brazil austral summer drought: regional scale mechanisms and teleconnections. **Climate Dynamics**, v. 46, n. 11-12, p. 3737-3752, 2016. [10.1007/s00382-015-2800-1](https://doi.org/10.1007/s00382-015-2800-1)

COLOMBO, A.F.; JOLY, C.A.. Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. **Brazilian Journal of Biology** [online], v. 70, n. 3, p. 697-708. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842010000400002>

CONCEIÇÃO, A. A.; RAPINI, A.; CARMO F. F.; BRITO J. C.; SILVA G. A.; NEVES S. P. S.; JACOBI C. M. Rupestrian Grassland Vegetation, Diversity, and Origin. In: Ecology and Conservation of Mountaintop Grasslands in Brazil. Chapter 6. Ed. FERNANDES, G. W. **Springer International Publishing**, p. 105-127, 2016.

CONCEIÇÃO, A. A.; RAPINI, A.; PIRANI, J. R.; GIULIETTI, A. M.; HARLEY, R.; SILVA, T. R. S. et al. Campos Rupestres. In: Juncá, Flora A., Funch, Lúcia & Rocha, Washington (Org.). Biodiversidade e Conservação da Chapada

Diamantina. Série Biodiversidade. **Ministério do Meio Ambiente**. Brasília, p. 153-180, 2005.

CONCEIÇÃO, A.; RAPINI, A.; CARMO, F.; BRITO, J.; SILVA, G.; NEVES, S. et al. Rupestrian grassland vegetation, diversity, and origin. In: **Ecology and Conservation of Mountaintop in Brazil**. p. 105-127, 2016. [http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5\\_6](http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_6)

CORREA, A. R. **Estudo das características limnológicas da água no Parque Estadual do Aguapeí e em canais fluviais em sua zona de amortecimento**. Dissertação (mestrado), Faculdade de Ciências e Tecnologia. Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. Presidente Prudente. 125 p. 2020.

COSTA, E. N. D. et al. Soil organic matter and CO<sub>2</sub> fluxes in small tropical watersheds under forest and cacao agroforestry. **PloS one**, v. 13, n. 7, 2018.

COSTA, H. S.; TEJERINA-GARRO, F. L.; ROCHA, C. Trace elements: water-sediment interactions in tropical rivers. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 27, p. 22018-22025, 2017.

COSTA JÚNIOR, M. P. **Interações morfo-pedogenéticas nos sedimentos do Grupo Barreiras e nos leques aluviais pleistocênicos no litoral norte do Estado da Bahia**. [tese]. Universidade Federal da Bahia. Instituto de Geociências. Salvador. 2008.

COUTINHO, E.; FERNANDES, G.; BERBARA, R.; VALÉRIO, H.; TOMIO, B. G. Variation of arbuscular mycorrhizal fungal communities along an altitudinal gradient in rupestrian grasslands in Brazil. **Mycorrhiza**, v. 25, n. 8, p. 627-638, 2015. [10.1007/s00572-015-0636-5](https://doi.org/10.1007/s00572-015-0636-5).

CRISTOFOLINI, F.R. **Variabilidade espacial dos teores de Cu, Zn e Mn em solos não antropizados no Estado de Santa Catarina**. Dissertação (mestrado), Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. Lages. 62 p. 2020.

CUNHA, A. DE M., FONTES, M. P. F., & LANI, J. L.. (2019). Mineralogical and chemical attributes of soils from the Brazilian Atlantic Forest domain. **Scientia Agricola**, v. 76, n. 1, p. 82–92, 2019. <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2017-0109>

CURVELO, K.; CALASANS, N.A.; LOBÃO, D.E.; SODRÉ, G.A.; PEREIRA, J.M.; MAR, P.C.L. et al. Aporte de nutrientes na serapilheira e na água do solo em cacau: cabruca, floresta secundária e pastagem. **Agrotrópica**, v. 21, n. 1, p. 55-64, 2009.

DAI, J.; BECQUER, T.; ROUILLER, J.H.; REVERSAT, G.; BERNHARD-REVERSAT, F.; LAVELLE, P. Influence of heavy metals on C and N mineralisation and microbial biomass in Zn-, Pb-, Cu-, and Cd-contaminated



soils. **Appl Soil Ecol.**, v. 25, n. 2, p. 99-109, 2004. doi: 10.1016/j.apsoil.2003.09.003

DE GIUDICI, G.; PUSCEDDU, C.; MEDAS, D.; MENEGHINI, C.; GIANOCELLI, A.; RIMONDI, V. et al. The role of natural biogeochemical barriers in limiting metal loading to a stream affected by mine drainage. **Applied Geochemistry**, v. 76, p. 124–135, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2016.11.020>

DE OLIVEIRA, R. C. B.; MARINS, R. V. Dinâmica de metais-traço em solo e ambiente sedimentar estuarino como um fator determinante no aporte desses contaminantes para o ambiente aquático: Revisão. **Revista Virtual de Química**, v. 3, n. 2, p. 88–102, 2011. <http://dx.doi.org/10.5935/1984-6835.20110014>

DI BONITO, M.; LOFTS, S.; GROENENBERG, J.E. Models of Geochemical Speciation: Structure and Applications (Second Edition). **Environmental Geochemistry**, p. 237-305, 2018. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63763-5.00012-4>

DOBERMANN, A.; FAIRHURST, T.H. **Nutrient Disorders and Nutrient Management**. International Plant Nutrition Institute, Peachtree Corners, GA, USA, 2000.

DODDS, W.K.; WHILES, M.R. **Freshwaters Ecosystems**. In: *Freshwater Ecology* (Third Edition), 2020.

DRABEK, O.; MLADKOVA, L.; BORUVKA, L.; SZÁKOVÁ, J.; NIKODEM, A.; NEMECEK, K. Comparison of water—soluble and exchangeable form of Al in acid forest soils. **Journal of Inorganic Biochemistry**, v. 99, p. 1788-1795, 2005. 10.1016/j.jinorgbio.2005.06.024.

ECHTERNACHT, L.; TROVÓ, M.; TRONCOSO, C.O.; PIRANI, J.R.; Areas of endemism in the Espinhaço Range in Minas Gerais, Brazil. **Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 206, p. 782-791, 2011.

ENGEL, M.; PACHECO, J.S.L.; NOËL, V.; BOYE, K.; FENDORF, S. Organic compounds alter the preference and rates of heavy metal adsorption on ferrihydrite. **Science of the Total Environment**, v. 750, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141485>

FARIAS, M.S.S.; NETO JD, LIMA VLA, LIRA VM, FRANCO ES. Riscos sociais e ambientais devido a presença de metais pesados nas águas superficiais no distrito industrial de Mangabeira. **Qualis**, v. 6:, p. 1-10, 2007.

FELIZZOLA, J.F.; CAK, A.D.; FIGUEIREDO, R.O.; LIMA, M.O. Metals and dissolved organic carbon (DOC) of surface waters in two adjacent watersheds in the eastern Amazon. **Rev. Ambient. Água** [online]. v.14, n.6, p. e2377, 2019. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2377>.

FERNANDO, D.R.; LYNCH, J.P. Manganese phytotoxicity: new light on an old

problem. **Annals of Botany**, v. 116, n. 3, p. 313-319, 2015. <https://doi.org/10.1093/aob/mcv111>

FERREIRA, R. V.; COSTA, O. D. V.; SOUZA, L. DA S.; JACOMINE, P. K. T. Áreas de Lagoas Intermitentes em Tabuleiros Costeiros do Recôncavo da Bahia: Gênese, Caracterização e Classificação dos Solos. Divisão 1 - Solo no Espaço e no Tempo. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, n. 39, p. 1513-1523, 2015. <https://doi.org/10.1590/01000683rbc20150068>

FIRN, J.; ERSKINE, P.D.; LAMB, D. Woody species diversity influences productivity and soil nutrient availability in tropical plantations. **Oecologia**, v.154, n. 3, p.521-533, 2007. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0850-8>

FONSECA, B.M.; de MENDONÇA-GALVÃO, L.; PADOVESI-FONSECA, C.; de ABREU, L.M.; FERNANDES, A.C.M. Nutrient baselines of Cerrado low-order streams: comparing natural and impacted sites in Central Brazil. **Environ. Monit. Assess.**, v. 186, p. 19–33, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3351-8>

FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G.T. **Metal pollution in the aquatic environment. Springer Science & Business Media**. Springer Study Edition, Berlin, 2012.

FOSTER, I. D. L.; CHARLESWORTH, S. M. Heavy metals in the hydrological cycle: trends and explanation. **Hydrological processes**, v. 10, n. 2, p. 227-261, 1996.

FRASSINETTI, S.; BRONZETTI, G.; CALTAVUTURO, L.; CINI, M.; CROCE, C.D. The role of zinc in life: a review. **Journal of Environmental Pathology, Toxicology, and Oncology**, v. 25, p. 579-610, 2006.

FREIRE, R.; SCHNEIDER, R.M.; HERNANDES, F.F.; BONIFÁCIO, C.M., GRANHEN, T.C.R. Monitoring of toxic chemical in the basin of Maringá stream. **ActaSci Technol.**, v. 34, p. 295-302, 2012.

FREITAS, T.A.; FRANÇA, M.G.C.; ALMEIDA, A.A.F.; OLIVEIRA, S.J.R.; JESUS, R.M.; SOUZA, V.L., et al. Morphology, ultrastructure and mineral uptake is affected by copper toxicity in young plants of *Inga subnuda* subs. *luschnathiana* (Benth.) T.D. **Penn**, v. 22, n. 20. p. 15479-94, 2015. [10.1007/s11356-015-4610-8](https://doi.org/10.1007/s11356-015-4610-8).

FROHNE, T.; DIAZ-BONE, R.; DU LAING, G.; RINKLEBE, J. Impact of systematic change of redox potential on the leaching of Ba, Cr, Sr, and V from a riverine soil into water. **Journal of Soils and Sediments**, v. 15, p. 623-633, 2015. [10.1007/s11368-014-1036-8](https://doi.org/10.1007/s11368-014-1036-8). <https://doi.org/10.1007/s11368-014-1036-8>

FUNCH, R.R.; HARLEY, R.M.; FUNCH, L.S. Mapping and evaluation of the state of conservation of the vegetation in and surrounding the Chapada Diamantina National Park, NE Brazil. **Biota Neotropica** [online], v. 9, n. 2, p. 21-30, 2009. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000200001>

GAILLARDET, J.; VIERS, J.; DUPRÉ, B. Trace Elements in River Waters. Editor(s): Heinrich D.H.; Turekian, K.K. **Treatise on Geochemistry**. Pergamon, p. 225-272. 2003.

GEE, G.W.; OR, D. Particle-Size Analysis. In: Dane, J.H; Topp, G.C (ed.) Methods of Soil Analysis. Part 4: Physical Methods. Soil Science Society of America Book Series 5. Madison, WI: **Soil Science Society of America**. Cap. 2.4. p. 255-293. 2002.

GILMOUR, C.; RIEDEL, G. Biogeochemistry of trace metals and metalloids. In: LIKENS, G. E. (Org.). **Encyclopedia of Inland Waters**. Amsterdam: Elsevier, p. 383-391. 745 p., 2009.

GIRARDI, R. et al. Water quality change of rivers during rainy events in a watershed with different land uses in Southern Brazil. **RBRH** [online]. v. 21, n. 3, p.514-524, 2009. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.011615179>

GOLDMAN, C. R. Micronutrient Elements (Co, Mo, Mn, Zn, Cu). In: LIKENS, G. E. (Org.). **Encyclopedia of Inland Waters**. Amsterdam: Elsevier, p. 378-382. 745 p., 2009.

GONÇALVES, T.S.; SILVA, A.C.; MENDONÇA FILHO, C.V.; COSTA, C.R.; BRAGA, I.L.. Origin and phytogeographic evolution of the Rupestrian Fields of the Espinhaço Chain. **International Journal of Geoscience, Engineering and Technology**, v. 1, n. 1, p. 63–68, 2020.

GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; PIERANGELI, M. A. P.; ZULIANI, D. Q.; CAMPOS, M. L.; MARCHI, G. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. In: Tópicos em ciências do solo. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 4, p. 345-390, 2005.

GUNDERSEN, P.; STEINNES, E. Influence of pH and TOC concentration on Cu, Zn, Cd, and Al speciation in rivers. **Water Res.**, v. 37, p. 307-318, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00284-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00284-1)

HE, Z. L.; YANG, X. E.; STOFFELLA, P. J. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v.19, n. 2-3, p.125–140, 2005. [10.1016/j.jtemb.2005.02.010](https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2005.02.010)

INAM, M.A.; KHAN, R.; PARK, D.R.; ALI, B.A.; UDDIN, A.; YEOM, I.T. Influence of pH and Contaminant Redox Form on the Competitive Removal of Arsenic and Antimony from Aqueous Media by Coagulation. **Minerals**, v. 8, p. 574, 2018. <https://doi.org/10.3390/min8120574>

JACOMINE, P. K. T. **Distribuição geográfica, características e classificação de solos coesos dos Tabuleiros**. In: reunião técnica sobre os solos dos tabuleiros costeiros. Pesquisa e desenvolvimento para os tabuleiros costeiros: Embrapa / UFBA. p. 13-26, 1996.

JANSEN, S., BROADLEY, M.R., ROBBRECHT, E., SMETS, E. Aluminum hyperaccumulation in angiosperms: A review of its phylogenetic significance. **Botanical Review**, v. 68, p. 235-269, 2002.

JUNQUEIRA JUNIOR, J. A., MELLO, C. R., OWENS, P. R., MELLO, J. M., CURTI, N., & ALVES, G. J. Time-stability of soil water content (SWC) in an Atlantic Forest - Latosol site. **GEODERMA**, v. 288, p. 64-78, 2017. 10.1016/j.geoderma.2016.10.034

KAPLAN, J.; WARD, D. M. The essential nature of iron usage and regulation. **Current Biology**, v. 23, n. 15, p. 642-646, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cub.2013.10.059>

KOPPEN, W. **Climatologia con un estudio de los climas de la tierra (transl. P. R. H. Peres)**. Fondo de Cultura e Economica, Mexico City, Mexico, 1948.

KRISHNA, M.P.; MOHAN, M. Litter decomposition in forest ecosystems: a review. **Energ. Ecol. Environ.**, v. 2, p. 236–249, 2017. <https://doi.org/10.1007/s40974-017-0064-9>

KUBIER, A.; WILKIN, R.T.; PINCHLER, T. Cadmium in soils and groundwater: A review. **Appl Geochem**, v. 108, p. 1-16, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2019.104388>

KUHLMANN, M.L.; IMBIMBO, H.R.V.; OGURA, L.L.; VILLANI, J.P.; STARZYNSKI, R.M.; ROBIM, M. Effects of human activities on rivers located in protected areas of the Atlantic Forest. **Acta Limnol Bras.**, p. 60-72, 2014.

KUMAR, M.; SETH, A.; SINGH, A.K.; RAJPUT, M.S.; SIKANDAR, M. Remediation strategies for heavy metals contaminated ecosystem: A review, **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 12, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2021.100155>.

KUMPIENE J.; GIAGNONI L.; MARSCHNER B.; DENYS S.; MENCH M.; ADRIAENSEN K.; VANGRONSVELD J.; PUSCHENREITER M.; RENELLA G. Assessment of methods for determining bioavailability of trace elements in soils: A review. **Pedosphere**. v. 27, n. 3, p. 389–406, 2017. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(17\)60337-0](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60337-0)

KURZ, M. J.; MONTETY, V; MARTIN, J.B.; COHEN, M.; FOSTER, C.R. Controls on diel metal cycles in a biologically productive carbonate-dominated river. **Chemical Geology**, v. 358, p. 61-74, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2013.08.042>

LI, Z.;HUANG, B.; HUANG, J.; CHEN, G.; ZHANG, C.; NIE, X.; LUO, N.; YAO, H.; MA, W.; ZENG, G. Influence of removal of organic matter and iron and manganese oxides on cadmium adsorption by red paddy soil aggregates. **RSC Adv.**, v. 5, p. 90588-90595, 2015. 10.1039/C5RA16501F.

LIMA, P.L.T.; SILVA, M.L.N.; QUINTON, J.N.; BATISTA, P.V.G.B.; CÂNDIDO, B.M.; CURTI, N. Relationship among crop systems, soil cover, and water erosion

on a typic hapludox. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, p. e0170081, 2018. <http://doi.org/10.1590/18069657rbc20170081>

LOPES, A.S. **Manual internacional de fertilidade do solo**. Tradução e Adaptação. 2.ed. Piracicaba, Potafos, 1998. 177p.

LOPES, M.I.M.S.; RIBEIRO DOS SANTOS, A.; ZULIANI, S.C.C.; BULBOVAS, P.; GIAMPAOLI, P.; DOMINGOS, M. Soil chemical and physical status in semideciduous Atlantic Forest fragments affected by atmospheric deposition in central-eastern São Paulo State, Brazil. **iForest**, v. 8, p. 798-808, 2015. 10.3832/ifor1258-007

MACHADO, D.L. et al. Organic matter and soil fertility in different successional stages of seasonal semideciduous forest. **Revista Caatinga** [online]., v. 32, n.1, p.179-188, 2019. <https://doi.org/10.1590/1983-21252019v32n118rc>

MARTINS, C. A. da S. NOGUEIRA, N. O. RIBEIRO, P. H. RIGO, M. M. CANDIDO, A. O. A dinâmica de metais-traço no solo. **Revista Brasileira Agrocência**, Pelotas, v. 17, n. 3-4, p. 383-391, 2011.

MARTINS, S.C.; NETO, E.S.; PICCOLO, C.; ALMEIDA, M.; DIEGO, Q.A., DE CAMARGO, P.B.; DO CARMO, J.B.; PORDER, S.; LINS, S.R.M.; MARTINELLI, L.A. Soil texture and chemical characteristics along an elevation range in the coastal Atlantic Forest of Southeast Brazil. **Geoderma Regional**, v. 5, p. 106-116, 2015. 10.1016/j.geodrs.2015.04.005

MÁRQUEZ, O.; HERNÁNDEZ, R.; TORRES, A.; FRANCO, W. Cambios en las propiedades físico-químicas de los suelos em una cronosecuencia de Tectona grandis. **Turrialba**, v.1, p. 37-41, 1993

MEDINA-VILLAR, S.; CASTRO-DIÉZ, P.; ALONSO, A.; CABRA-RIVAS, I.; PARKER, I.M.; PÉREZ-CORONA, E. Do the invasive trees, *Ailanthus altissima* and *Robinia pseudoacacia*, alter litterfall dynamics and soil properties of riparian ecosystems in Central Spain? **Plant Soil**, v.396, p. 311-324, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2592-4>

MIGON, C.; HEIMBÜRGER-BOAVIDA, L-E.; DUFOUR, A.; CHIFFOLEAU, J-F.; COSSA, D. Temporal variability of dissolved trace metals at the DYFAMED time-series station, Northwestern Mediterranean. **Marine Chemistry**, v. 225, p 38-46, 2020. [ff10.1016/j.marchem.2020.103846](https://doi.org/10.1016/j.marchem.2020.103846). [ffhal-02935251f](https://doi.org/10.1016/j.marchem.2020.103846)

MILAZZO, A.D.D.; VAN GESTEL, A.M.; CRUZ, M.J.M. Spatio-temporal variation of metal concentration in estuarine zones of the Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil. **Revista Geociências**, v. 39, n. 1, p. 153-169, 2020. <https://doi.org/10.5016/geociencias.v39i1.13100>

MILLER, JR. Forensic Assessment of Metal Contaminated Rivers in the 21st Century Using Geochemical and Isotopic Tracers. **Minerals**, v. 3, n. 2, p. 192-246, 2013. <https://doi.org/10.3390/min3020192>

MINERVINO NETTO, A. **Modificações da zona costeira do Extremo Sul da Bahia nos últimos 150 anos e sua relação com a sedimentação do banco de Abrolhos.** Tese (doutorado). Instituto de Geociências. Curso de Pós-Graduação em Geologia Área de Geologia Marinha, Costeira e Sedimentar. Universidade Federal da Bahia. 2008.

MITRA, S.; CHAKRABORTY, A.J.; TAREQ, A.M.; EMRAN, T. B.; NAINU, F.; KHUSRO, A.; IDRIS, A.M.; KHANDAKER, M.U.; OSMAN, H.; ALHUMAYDHI, F.A.; SIMAL-GANDARA, J. Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity. **Journal of King Saud University - Science**, v. 34, n. 3, p. 101865, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2022.101865>

MOLINA, A.; VANACKER, V.; CORRE, M.D.; VELDKAMP, E. Patterns in soil chemical weathering related to topographic gradients and vegetation structure in a high Andean tropical ecosystem. **Journal of Geophysical Research: Earth Surface**, v. 124, p. 666– 685. <https://doi.org/10.1029/2018JF004856>

MONACI, F.; MONI, F.; LANCIOTTI, E.; GRECHI, D.; BARGAGLI, R. Biomonitoring of airborne metals in urban environments: new tracers of vehicle emission, in place of lead. **Environmental Pollution**, v. 107, p.321-327, 2000.

MONROE, P. H. M. et al. Soil carbon stocks and origin under different cacao agroforestry systems in Southern Bahia, Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 221, p. 99-108, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.022>

MONTE, C.N.; SALDANHA, E.C.; COSTA, I.; NASCIMENTO, T.S.R.; PEREIRA, M.S. et al. The physical-chemical characteristics of surface waters in the managements of quality in clearwater rivers in the Brazilian Amazon. **Water Policy**, v. 23, n.5, p. 1303-1313, 2021. <https://doi.org/10.2166/wp.2021.258>

MOORE, J.W.; RAMAMOORTHY, S. **Heavy metals in natural waters: applied monitoring and impact assessment.** Springer Science & Business Media, New York, 2012.

MORAES, C.A.C. **Variação nictimeral de elementos-traço em microbacias com diferentes usos do solo no sul da Bahia.** Dissertação. Universidade Estadual de Santa Cruz. Ilhéus. 78 p. 2019.

MORAETIS, D.; EFSTATHIOU, D.; STAMATI, F.; TZORAKI, O.; NIKOLAIDIS, N. P.; SCHNOOR, J. L.; VOZINAKIS, K. High-frequency monitoring for the identification of hydrological and bio-geochemical processes in a Mediterranean river basin. **Journal of Hydrology**, v. 389, n. 1-2, p. 127-136, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.05.037>

MORANTE-CARBALLO, F.; MONTALVÁN-BURBANO, N.; QUIÑONEZ-BARZOLA, X.; JAYA-MONTALVO, M.; CARRIÓN-MERO, P. What dowe know

about water scarcity in semi-arid zones? A global analysis and research trends. **Water**, v. 14, n. 17, p. 2685, 2022. <https://doi.org/10.3390/w14172685>

MORELLATO, P.; SILVEIRA, F. Plant life in campo rupestre: New lessons from an ancient biodiversity hotspot. **Flora - Morphology Distribution Functional Ecology of Plants**, p. 1-10, 2018. [10.1016/j.flora.2017.12.001](https://doi.org/10.1016/j.flora.2017.12.001).

MORGAN, J. B. & CONNOLLY, E. L. Plant-Soil Interactions: Nutrient Uptake. **Nature Education Knowledge**, v.4, n. 8, p. 2, 2013.

MORRISSEY, J.; GUERINOT, M. L. Iron uptake and transport in plants: the good, the bad, and the ionome. **Chem. Rev.**, v. 109, n. 10, p. 4553-4567, 2010. <https://doi.org/10.1021/cr900112r>

MUYLAERT, R. L.; VANCINE, M. H.; BERNARDO, R.; OSHIMA, J. E. F.; SOBRAL-SOUZA, T.; TONETTI, V. R.; NIEBUHR, B. B.; RIBEIRO, M. C. Uma nota sobre os limites territoriais da Mata Atlântica. **Oecologia Australis**, v. 22, n. 3, p. 302–311, 2018. <https://doi.org/10.4257/oeco.2018.2203.09>

NELSON, M.; DEMSTER, W.F.; ALLEN, J.P. The water cycle closed ecological system: Perspective from the biosphere 2 and Laboratory Biosphere systems. **Advances in Space Research**, v. 44, p. 1404-1412, 2009.

NEPOMUCENO, I. V., SOUZA, E. B. DE., ZAPPI, D. C., MOREIRA, M. C., NEPOMUCENO, F. Á. A., & MORO, M. F. Savannas of the Brazilian semiarid region: what do we learn from floristics? **Acta Botanica Brasilica**, v. 35, n. 3, p. 361-380, 2021. <https://doi.org/10.1590/0102-33062020abb0259>

NÓBREGA, M. A. DA; VILAS BOAS, A. M. Soil / Phytofisionomy Relationship in Southeast of Chapada Diamantina, Bahia, Brazil. **International Journal of Geological and Environmental Engineering**, v.14, n. 12, 2020. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.25463.04002>

NYANTAKYI, A.J.; AKOTO, O.; & FEI-BAFFOE, B. Seasonal variations in heavy metals in water and sediment samples from River Tano in the Bono, Bono East, and Ahafo Regions, Ghana. **Environ Monit Assess**, v. 191, p. 570, 2019. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.25463.04002>

OLIVEIRA, S.M.B.; PESSENDA, L.C.R.; GOUVEIA, S.E.M.; FAVARO, D.I.T. Heavy metal concentration in soil from a remote oceanic island, Fernando de Noronha, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 83, n. 4, p. 1193-1206, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652011005000042>

OLIVEIRA RS, GALVÃO HC, CAMPOS MCR, ELLER CB, PEARSE SJ, LAMBERS H. Mineral nutrition of *campos rupestres* plant species on contrasting nutrient-impooverished soil types. **New Phytologist**, v. 205, p. 1183-1194, 2015.

OMS - Organização Mundial da Saúde. **Guidelines for drinking-water quality**. 4th ed. Switzerland, 2011.

OSTERTAG, R.; MARÍN-SPIOTTA, E.; SILVER, W.L.; SCHULTEN, J. Litterfall and decomposition in relation to soil carbon pools along a secondary forest chronosequence in Puerto Rico. **Ecosystems**, v. 11, p.701–714, 2008. <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9152-1>

PARRON, L. M., BUSTAMANTE, M. M. C., & MARKEWITZ, D. Fluxes of nitrogen and phosphorus in a gallery forest in the Cerrado of central Brazil. **Biogeochemistry**, v. 105, p. 89–104, 2011. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9537-z>

PENEZIC, A.; GASPAROVIC, B.; CUCLIC, V.; STRMECKI, S.; DJAKOVAC, T.; MLAKAR, M. Dissolved trace metals and organic matter distribution in the northern adriatic, an increasingly oligotrophic shallow sea. **Water**, v. 14, n. 3, p. 1-22, 2022.

PEREIRA, W.M.A. **Sistemas pedológicos e reconstrução paleoambiental em depressões nos Tabuleiros Costeiros no Sul da Bahia**. Dissertação (mestrado). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. USP. 89 p. Piracicaba. 2019.

QUEIROZ, R.T.; SOUZA, B.I.; SOUZA, J.J.L.L.; MEDEIROS, J.R.; FONSECA, C.F.; CARDOSO, E.C.M. Extending the limits of campos rupesters in Brazil. **Caminhos da geografia**, v. 22, n. 81, 2021. <https://doi.org/10.14393/RCG228255806>

RAHMAN, M.A.; LEE, S.H.; JI, H.C.; KABIR, A.H; JONES, C.S; LEE, K.W. Importance of Mineral Nutrition for Mitigating Aluminum Toxicity in Plants on Acidic Soils: Current Status and Opportunities. **Int J Mol Sci.**, v. 19, n. 10, p. 3073, 2018. 10.3390/ijms19103073. PMID: 30297682; PMCID: PMC6213855.

RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C. de; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. **Análise Química para Avaliação da Fertilidade de Solos Tropicais**. Campinas, Instituto Agrônômico, 285p. 2001.

RAMALHO, F.L.; CABRAL, J.B.P.; ALVES, W.D.S.; DE BARCELOS, A.A.; DOS SANTOS, F.F.; PAULINO, A.T. Spatial and Temporal Evaluation of Water Streams Using Quality Indexes: A Case Study. **Water**, v. 14, p. 3526. <https://doi.org/10.3390/w14213526>

RANTA, P.; BLOM, T.; NIEMELÄ, J.; JOENSUU, E.; SIITONEN, M. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodivers Conser.**, v. 7, p. 385-403, 1998.

REBÊLO, A. Valores de referência da concentração de metais pesados em solos na amazônia central. **Química Nova**, v. 43, n. 5, p. 534–539, 2020. <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170516>

RESENDE, M.; LANI, J. L.; REZENDE, S. B. DE. Pedossistemas da Mata Atlântica: considerações pertinentes sobre a sustentabilidade. **Revista Árvore**, v. 26, n. 3, p. 261–269, 2002. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622002000300001>



RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biol Cons.**, v. 142 p. 1141-1153, 2009.

RISHIRAM, R.; BYUNG-HYUK, K.; DAE-HYUN, C.; HEE-MOCK, O.H.; HEE-SIK, K. Algae–bacteria interactions: Evolution, ecology and emerging applications. **Biotechnology Advances**, v. 34, n. 1, p. 14-29, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2015.12.003>.

ROBINSON, S.J.B.; VAN DEN BERG, E.; MEIRELLES, G.S.; OSTLE N. Factors influencing early secondary succession and ecosystem carbon stocks in Brazilian Atlantic forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, p. 2273-2291, 2015.

RONQUIM, C.C. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**. Campinas: EMBRAPA Monitoramento por Satélite/ Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 8. 26 p., 2010.

SANTOS, A.V.N. The influence of soil on vegetation structure and plant diversity in different tropical savannic and forest habitats, **Journal of Plant Ecology**, v. 11, n. 2, p. 226–236. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtw135>

RODRIGUES, A.F.; MELLO, C.R.; TERRA, M.C.N.S.; SILVA, V.O.; PEREIRA, G.A.; SILVA, R.A. Soil water and net precipitation spatial variability in an Atlantic forest remnant. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 42, p. e43518, 2020. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622002000300001>

ROSALEM, L.M.P.; ANACHE, L.M.P.; WENDLAND, E. Determining forest litter interception in an area of the Cerrado *sensu stricto*. **Scientific/ Technical Article - RBRH**, v. 23, p. e.26, 2018. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.231820170146>

RPPN ESTAÇÃO VERACEL. **Plano de Manejo**. Veracel Celulose, Gerência de Sustentabilidade, e Conservação Internacional. Eunápolis. 2016.

RUNKEL, R. L. et al. Effects of flow regime on metal concentrations and the attainment of water quality standards in a remediated stream reach, Butte, Montana. **Environmental Science and Technology**, v. 50, n. 23, p. 12641–12649, 2016. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b03190>

RUSSELL, A.E.; KIVLIN, S.N.; HAWKES, C. Tropical tree species effects on soil pH and biotic factors and the consequences for macroaggregate dynamics. **Forests**, v.9, n.4, p. 1-14, 2018. <https://doi.org/10.3390/f9040184>

SALEMI, L.F., GROppo, J.D., TREVISAN, R., MORAES, J.M., FERRAZ, S.F.B., VILLANI, J.P., MARTINELLI, L.A. Land use change in the region of Atlantic Rainforest, Brazil: consequences for the hydrology of small catchments.

**Agric. Ecosyst. Environ.**, v. 499, p. 100-109, 2013.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.049>

SALOMÃO, M.S.M.B.; TOMAZELLI, A.C.; SILVA, D.M.L.; SANTOS JR, D. Heavy metals in tropical small catchments in the state of São Paulo, Brazil: A first step towards the establishment of regional “background” levels. **J. Phys. IV France**, v. 107, p. 1181-1184, 2003. <http://dx.doi.org/10.1051/jp4:20030511>

SANTIAGO, A.; STEFANIE, H.; BASTIAN, M.; EDGAR, P. Manganese in plants: from acquisition to subcellular allocation. **Frontiers on Plant Science**, v. 11, 2020. [10.3389/fpls.2020.00300](https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00300)

SANTOS, H.G. dos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5 ed. Brasília: EMBRAPA, 2018

SANTOS, R. C.; NÓBREGA, M. A. DA. **Solos do Sudeste da Chapada Diamantina - Bahia, Brasil**. Soils of the Southeast of Chapada Diamantina - Bahia, Brazil, 2013.

SHABBIR, Z.; SARDAR, A.; SHABBIR, A.; ABBAS, G.; SHAMSHAD, S.; KHALID, S. et al. Copper uptake, essentiality, toxicity, detoxification and risk assessment in soil-plant environment. **Chemosphere**, v. 259, p. 127436, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127436>

SCHAEFER, C.E.; CÂNDIDO, H.G.; CORRÊA, G.R.; NUNES, J.A.; ARRUDA, D.M. Soils Associated with Rupestrian Grasslands. In: Ecology and Conservation of Mountaintop Grasslands in Brazil. Chapter 3. Ed. FERNANDES, G. W. Switzerland: **Springer International Publishing**, p. 55-69, 567 p., 2016. [10.1007/978-3-319-29808-5\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_3).

SCHEER, M.B. Decomposição e liberação de nutrientes da serapilheira foliar em um trecho de floresta ombrófila densa aluvial em regeneração, Guaraqueçaba (PR). **Revista Floresta**, v. 38, n. 2, p. 253–266, 2008.

SCHOONOVER, J.E.; CRIM, J. F. An introduction to soil concepts and the role of soils in watershed management. **Journal of Contemporary Water Research & Education**, v. 154, n. 1, p. 21-47, 2015. <https://doi.org/10.1111/j.1936-704X.2015.03186.x>

SCHROTH, G. et al. Contribution of agroforests to landscape carbon storage. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 20, n. 7, p. 1175-1190, 2013. <https://doi.org/10.1007/s11027-013-9530-7>

SILVA, C.J.; SANCHES, L.; BLEICH, M. E.; LOBO, F.A. Produção de serrapilheira no Cerrado e Floresta de Transição Amazônia-Cerrado do Centro-Oeste Brasileiro. **Acta Amazonica**, v. 37, n.4, p.543–548, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672007000400009>

SKERIES, K. et al. Geochemical and mineralogical controls on metal(loid) mobility in the oxide zone of the Prairie Creek Deposit, NWT. **Geochemistry:**

**Exploration, Environment, Analysis**, v. 17, n. 1, p. 21–33, 2017.  
<https://doi.org/10.1144/geochem2015-378>

SILVA, J.S.O.; BUSTAMANTE, M.M.C.; MARKEWITZ, D.; KRUSCHE, A.V.; FERREIRA, L.G. Efeitos da cobertura do solo nas características químicas de riachos da região do Cerrado do Brasil. **Biogeoquímica**, v. 105, p. 75-88, 2011.

SILVA, A.C.F.; FREIRE, F.J.; BORGES, C.H.A.; ARAUJO, E.C.G.; CUNHA NETO, E.M.; SANQUETTA, C.R. Carbon in forest species of the Atlantic Forest as an indicator of stock and quality. **Floresta**, v. 51, n. 3, p. 630-638, 2021.  
<http://dx.doi.org/10.5380/ef.v51i3.71644>

SILVEIRA, F.A.; NEGREIROS, D.; BARBOSA, N.P. et al. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered *campo rupestre*: a neglected conservation priority. **Plant and Soil**, v. 403, p. 129-152, 2016.  
<https://doi.org/10.1007/s11104-015-2637-8>

SILVEIRA, F.A.O.; PERILLO, L.N.; CARMO, F.F.; KAMINO, L.H.Y.; MOTA, N.F.O.; VIANA, P.L. et al. Vegetation misclassification compromises conservation of biodiversity and ecosystem services in Atlantic Forest ironstone outcrops. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 18, n. 4, p. 238-242, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.10.001>.

SOROMOTIN, A.; MOSKOVCHENKO, D.; KHOROSHAVIN, V.; PRIKHODKO, N.; PUZANOV, A.; KIRILLOV, V.; KOVESHNIKOV, M.; KRYLOVA, E.; KRASNENKO, A.; PECHKIN, A. Major, trace and rare earth element distribution in water, suspended particulate matter and stream sediments of the ob river mouth. **Water**. v. 14, p. 2442, 2022. <https://doi.org/10.3390/w14152442>

SOUZA, M.M.; SILVA, H.N.M.; DALO, J.B.; MARTINS, L.F.; MILANI, L.C.; CLEMENTE, M.A. Biodiversity of Social Wasps (Hymenoptera: Vespidae) at Altitudes Above 1600 Meters in the Parque Estadual da Serra do Papagaio, State of Minas Gerais, Brazil. **Entomo Brasilis**, v. 8, n. 3, p. 174-179, 2015.  
<http://orcid.org/0000-0003-0415-1714>

SOUZA, A.M.; SALVINO, A.M.; MELO, J.F.B.; FELIX, W.P.; BELÉM, C.S.; RAMOS, P.N. Seasonal study of concentration of heavy metals in waters from lower São Francisco River basin, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, n. 4, p. 967-974, 2016. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.05215>

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. Limnologia. São Paulo. **Oficina de Textos**, 2008. 631p.

UKONMAANAHO, L.; STARR, M.; MANNIO, J.; RUOHO-AIROLA, T. Heavy metal budgets for two headwater forested catchments in background areas of Finland. **Environmental Pollution**, v. 114, n. 1, p. 63–75, 2001.  
[https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00207-4](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00207-4)

VAN GROENIGEN, J. W.; HUYGENS, D.; BOECKX, P.; KUYPER, TH. W.; LUBBERS, I. M.; RÜTTING, T.; GROFFMAN, P. M. The soil N cycle: new insights and key challenges. **Soil**, v. 1, p.235- 256, 2015.

<http://dx.doi.org/10.5194/soil-1-235-2015>

VASCONCELLOS, T.J.; DE, MOREIRA, N.; DOS, S.; SANTOS, R.S.; DOS ANJOS, M.J.; CALLADO, C.H. Chemical elements analysis of the soil at an urbanization gradient in the atlantic forest. **Rev Árvore**, v. 45, p. e4504, 2021. <https://doi.org/10.1590/1806-908820210000004>

VIERA, M.; SCHUMACHER, M.V.; CALDEIRA, M.V.W. Dinâmica de decomposição e nutrientes em plantio de *Eucalyptus urophylla* x *Eucalyptus globulus* no sul do Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 20, n. 3, p. 351-360, 2013. doi: 10.4322/floram.2013.021. <https://doi.org/10.4322/floram.2013.02>

WOHL, E. The significance of small streams. **Frontiers of Earth Science**, v. 11, n. 3, p. 447–456, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11707-017-0647-y>

ZINN, Y.L.; FARIA, J.A.; ARAUJO, M.A.; SKORUPA, A.L.A. Soil parent material is the main control on heavy metal concentrations in tropical highlands of Brazil. **CATENA**, v.185, p. 104319, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104319>.

ZHANG, C.; YU, Z-G.; ZENG, G-M.; JIANG, M.; YANG, Z-Z.; CUI, F.; ZHU, M-Y.; SHEN, L-Q., HU, L. Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. **Environmental International**, v. 73, p. 270-281, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.08.010>

ZULIANI, D.Q.; ABREU, L.B.; CURI, N.; CARVALHO, G.S.; COSTA, A.M.; MARQUES, J.J. Elementos-traço em águas, sedimentos e solos da Bacia Rio das Mortes, Minas Gerais. **Holos**, v. 4, n. 33, p. 308-326, 2017. [10.15628/holos.2017.5451](https://doi.org/10.15628/holos.2017.5451)