



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE MINAS  
GERAIS – *CAMPUS BAMBUI*  
MESTRADO PROFISSIONAL EM SUSTENTABILIDADE E TECNOLOGIA  
AMBIENTAL

Thiago Augusto da Costa Silva

**EFEITO DA DEPOSIÇÃO DE METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS NA SAÚDE  
HUMANA E NAS COMUNIDADES BACTERIANAS DE AMOSTRAS DE SOLO  
PRÓXIMAS A PLANTAS CIMENTEIRAS NA REGIÃO DE ARCOS E PAINS – MG.**

BambuÍ-MG

2021

THIAGO AUGUSTO DA COSTA SILVA

**EFEITO DA DEPOSIÇÃO DE METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS NA SAÚDE HUMANA E NAS COMUNIDADES BACTERIANAS DE AMOSTRAS DE SOLO PRÓXIMAS A PLANTAS CIMENTEIRAS NA REGIÃO DE ARCOS E PAINS – MG.**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais – IFMG, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental.

Área de concentração: Ciências Ambientais  
Linha de pesquisa: Ecologia Aplicada  
Orientador: Prof. Dr. Gustavo Augusto Lacorte  
Coorientador: Prof. Dr. Washington Santos Silva

BambuÍ-MG

2021



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
SECRETARIA DE EDUCAÇÃO PROFISSIONAL E TECNOLÓGICA  
INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE MINAS GERAIS  
Campus Bambuí  
Diretoria Geral  
Diretoria de Inovação, Pesquisa e Pós-graduação  
Coordenadoria de Pós-Graduação  
Av. Professor Mário Werneck, 2590 - Bairro Buritis - CEP 30575-180 - Belo Horizonte - MG  
37 3431 4900 - www.ifmg.edu.br

## PARECER Nº 2

### FICHA DE APROVAÇÃO

Dissertação intitulada “Efeito da deposição de metais potencialmente tóxicos na saúde humana e nas comunidades bacterianas de uma região cárstica do Estado de Minas Gerais”, de autoria do mestrando em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental, **Thiago Augusto da Costa Silva**, aprovado pela Banca Examinadora de Defesa, em 31/05/2021, com a média de 90,5 pontos.

O título da dissertação apresentada teve mudança por parte da banca, passando a ser: “Efeito da deposição de metais potencialmente tóxicos na saúde humana e nas comunidades bacterianas de amostras de solo próximas a plantas cimenteiras na região de Arcos e Pains-MG”.

A análise das correções finais da dissertação sugeridas pela Banca Examinadora será feita somente pelo professor orientador.

Bambuí (MG), 31 de maio de 2021.



Documento assinado eletronicamente por **Patricia Costa Lima da Silva**, Usuário Externo, em 01/06/2021, às 08:32, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **Washington Santos da Silva**, Professor, em 01/06/2021, às 08:36, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.

Documento assinado eletronicamente por **Ariana Cristina Santos Almeida**, Professora, em 01/06/2021, às 11:19, conforme art. 1º, III, "b", da Lei

[https://sei.ifmg.edu.br/sei/controlador.php?acao=procedimento\\_trabalhar&acao\\_origem=procedimento\\_controlar&acao\\_retorno=procedimento\\_controlar&id\\_procedimento=955920&infra\\_sistema=100000100&infra\\_u...](https://sei.ifmg.edu.br/sei/controlador.php?acao=procedimento_trabalhar&acao_origem=procedimento_controlar&acao_retorno=procedimento_controlar&id_procedimento=955920&infra_sistema=100000100&infra_u...) 1/2

10/06/2021

SEI/IFMG - 0858303 - Parecer



11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **Gustavo Augusto Lacorte**, Professor, em 01/06/2021, às 14:12, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



A autenticidade do documento pode ser conferida no site <https://sei.ifmg.edu.br/consultadocs> informando o código verificador 0858303 e o código CRC CCFEE63F.

Criado por [ronaldo.barbosa](#), versão 2 por [ronaldo.barbosa](#) em 31/05/2021 23:55:42.

S586e Silva, Thiago Augusto da Costa.  
Efeito da deposição de metais potencialmente tóxicos na saúde humana e nas comunidades bacterianas de amostras de solo próximas a plantas cimenteiras na região de Arcos e Pains – MG. / Thiago Augusto da Costa Silva. – Bambuí, 2021.

133 f.: il.; color.

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Augusto Lacorte.

Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais – Campus Bambuí, MG, Curso Mestrado Profissional em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental, 2021.

1. Metais pesados. 2. Genômica ambiental. 3. Riscos à saúde. I. Lacorte, Gustavo Augusto. II. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais – Campus Bambuí, MG. III. Título.

CDD 631.4

## DEDICATÓRIA

À minha família, amigos e mestres, dedico.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus por me proporcionar forças para completar mais uma etapa da minha vida.

À minha esposa Regiane, pela paciência, carinho, amor e compreensão incondicional pelas minhas várias ausências, pela ajuda com cálculos e tabelas - isso não cabe apenas em agradecimentos escritos.

À minha família, que também sempre me apoiou, principalmente minha mãe, Tania, que sempre me passou a confiança e o apoio necessários; aos meus avós, Francisco e Edna, meus primos e irmãos que sempre me incentivaram e torceram por mim. À minha sogra, Benedita, também não poderia ficar para trás; meu muito obrigado!

Ao meu orientador, Prof. Gustavo Augusto Lacorte, um exemplo de pessoa e profissional, sempre presente, solícito, super disponível e paciente, inclusive também dispendo de suas merecidas folgas para me ajudar, até mesmo à noite no laboratório; isso não se acha facilmente. Aprendi muito, mais muito mesmo, não sei nem como mensurar ou escrever, por isso te agradeço com toda a sinceridade. O americano mais gente boa que conheço! Me adotou no mestrado e depositou sua total confiança em mim; espero nunca decepcionar.

Ao meu coorientador, Prof. Washington Santos Silva, uma pessoa super gente boa, um exemplo de profissional. Assim que apresentamos o projeto a ele, topou na mesma hora, mesmo com todas as suas obrigações no IFMG - *Campus Formiga*.

Aos amigos e colegas que o Mestrado me proporcionou, inúmeras horas de viagem, conversas, risadas e planos para dominar o mundo. Isso tudo tornou a jornada um pouco mais suave. Não consigo citar nominalmente todos em um pequeno comentário, mas vocês sabem quem são!

Ao meu amigo Marcão, o cara mais gente boa que conheço, me ajudou em tudo, nas coletas, no laboratório, nas madrugadas no *campus Bambuí*; você leu certo de MADRUGADAS, um amigo de verdade que o mestrado me trouxe. Companheiro é companheiro!

Às minhas amigas insubstituíveis, Amábile e Camila, pessoas sensacionais às quais agradeço todos os dias por ter conhecido, sempre disponíveis, sempre amigas; às vezes, com um pequeno mau humor devido às viagens cansativas, mas faz parte. Muitas vezes, conversamos mais entre a gente do que com nossos parentes ou cônjuges. A vocês duas, meu muito obrigado!

Ao IFMG - *Campus* Bambuí, que me proporcionou todos os meios para a conclusão desta pesquisa, ao Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental, agradeço a oportunidade e a disposição!

*“O homem não teria alcançado o possível se, repetidas vezes, não tivesse tentado o impossível.”*

Max Weber

## **BIOGRAFIA**

Formado em Ciências Biológicas pelo Centro Universitário Metodista Izabela Hendrix (2009), onde apresentou o Trabalho de Conclusão de Curso intitulado: “Modulação na Produção de Espécies Reativas de Oxigênio (ROS) e Óxido Nítrico (NO) em Células Mononucleares de Pacientes com Diabetes Tipo 2 (DM2) e Doadores não Diabéticos (ND)”.

Foi diretor do Curso preparatório “Eduardo Chaves” desde 2010, onde ajudou a implantar o sistema de ensino EAD para os cursos preparatórios de pós-graduação com exigência do ANPAD. Em 2012, atuou também como professor de Biologia para concurso de perito criminal da Polícia Civil de Minas Gerais. Atua principalmente com cursos preparatórios para o ENEM, CEFET, COLTEC e IFMG, no âmbito presencial e EAD. Prepara também professores para as aulas EAD, auxiliando com a gravação de aulas, adaptação de conteúdos e modulação da plataforma EAD.

Em 2016, foi aceito para cursar as disciplinas isoladas do MPSTA, e, em 2019, ingressou como aluno regular do programa.

Já em 2018, fez pós-graduação em Engenharia Ambiental, pela Universidade Cândido Mendes, onde apresentou o trabalho de conclusão de Curso intitulado: “Utilização da Metagenômica para Estudo da Diversidade Funcional das Comunidades Bacterianas em Rios Brasileiros”.

No ano de 2021, concluiu o curso de perícia judicial e está inscrito no Tribunal de Justiça de Minas Gerais como Perito, atuando em todo o estado de Minas Gerais. Neste mesmo ano, tornou-se Mestre em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental pelo IFMG – *Campus Bambuí*.

## RESUMO

O objetivo deste estudo foi verificar a deposição de metais pesados nos solos próximos às plantas cimenteiras, além de verificar também sua influência na saúde humana e nas interações das comunidades microbianas presentes no solo, analisando, assim, sua qualidade. Foram delineados 22 pontos de coleta de amostras do solo de uma região cárstica no Oeste de Minas Gerais, o qual faz parte do chamado “grupo Bambuí”. Foram amostradas as proximidades das plantas cimenteiras, representando ambientes impactados, e duas áreas distantes destas, retratando ambientes não impactados. Para análise da quantificação dos PTMs e dos serviços ecossistêmicos que ocorrem no solo da região pelas comunidades bacterianas, coletaram-se aproximadamente 2 quilos de solo em cada ponto, com profundidade entre 10 e 20 centímetros, armazenados em sacos plásticos esterilizados, os quais foram enviados ao laboratório Oceanus-Hidroquímica, REG.INEA:UN015590/55.11.10. Separadamente, em cada local, também foram analisados os outros índices para análise de contaminação e qualidade do solo, como *Igeo* e *EF*; além disso, índices de riscos à saúde humana adotados internacionalmente também foram utilizados. Os resultados obtidos demonstraram que somente a análise da quantificação dos PTMs, conforme as legislações vigentes, não deve ser levada em consideração, sendo necessário abordar também outros índices de análise de contaminação e de riscos à saúde, propiciando, assim, uma investigação detalhada e de maior qualidade, pois foi demonstrado que, mesmo com índices de contaminação considerados inexistentes ou moderados, existem riscos à saúde da população. Nas análises das comunidades microbianas, tanto a estrutura taxonômica quanto a estrutura funcional das comunidades do entorno das plantas cimenteiras foram dissimilares às encontradas em áreas-controle que representavam ambientes de produção agrícola livres da contaminação por PTMs. Considera-se que os resultados contribuem significativamente para a compreensão geral dos efeitos dos PTMs na saúde da população e no ecossistema do solo ao evidenciar que mesmo contaminações consideradas leves pelos índices de contaminação podem causar riscos à saúde humana e perturbar a dinâmica dos serviços ecossistêmicos prestados pelo solo.

**Palavras-chave:** Metais pesados; Genômica ambiental; Riscos à saúde, metabarcoding, solo.

## ABSTRACT

The aim of this study was to verify the deposition of heavy metals in soils close to cement plants, in addition to verifying their influence on human health and on the interactions of microbial communities present in the soil, thus analyzing its quality. Twenty-two collection points were delineated for soil samples from a karst region in the west of Minas Gerais, which is part of the so-called “Bambuí group”. The proximity of cement plants were sampled, representing impacted environments, and two distant areas from these, depicting non-impacted environments. To analyze the quantification of TMPs and ecosystem services that occur in the soil of the region by bacterial communities, approximately 2 kg of soil were collected at each point, with a depth between 10 and 20 centimeters, stored in sterilized plastic bags, which were sent to the Oceanus-Hidroquímica laboratory, REG.INEA:UN015590/55.11.10. Separately, in each location, the other indices for analysis of contamination and soil quality were also analyzed, such as Igeo and EF; in addition, internationally adopted human health risk indices were also used. The results obtained showed that only the analysis of the quantification of TMPs, according to current legislation, should not be taken into account, and it is necessary to also address other indices of analysis of contamination and health risks, thus providing a detailed investigation and higher quality, as it was shown that, even with contamination rates considered non-existent or moderate, there are risks to the health of the population. In the analysis of microbial communities, both the taxonomic structure and the functional structure of the communities surrounding the cement plants were dissimilar to those found in control areas that represented agricultural production environments free from contamination by TMPs. It is considered that the results significantly contribute to the general understanding of the effects of TMPs on the health of the population and on the soil ecosystem by showing that even contamination considered mild by the contamination rates can cause risks to human health and disturb the dynamics of the ecosystem services provided through the ground.

**Keywords:** Heavy metals; Environmental genomics; Health risks, metabarcoding, soil.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Área de estudo e locais de amostragem do solo. A localização da área de estudo em relação à região cárstica na qual ela está inserida (Grupo Bambuí) e demais áreas cársticas do Brasil está indicada no mapa à esquerda (adaptado de Travassos 2019). .....	27
Figura 2: Boxplot das concentrações de metais encontrados, correlacionando com as legislações vigentes no Brasil e no estado de Minas Gerais. ....	35
Figura 3: Boxplot índice Igeo de PTMs por local. ....	37
Figura 4: PCA plots referentes à análise multivariada de concentração dos metais pesados determinada para as amostras de solo, discriminada para cada uma das CPS: CPS1 (A); CPS2 (B); e CPS3 (C). Valores de significância dos testes permutacionais. ....	45
Figura 5: Curva de rarefação das amostras acessadas. ....	46
Figura 6: Boxplots referentes aos parâmetros de alfa-diversidade estimados para os dois grupos de amostras (CPS e CA). Diferenças entre os grupos de amostras reveladas pelo teste de Wilcoxon foram indicadas por “a” e “b” acima dos boxes. ....	47
Figura 7: PCoA plots dos padrões de dissimilaridade entre as comunidades bacterianas do solo (as cores representam os locais de amostragem). Cada PCoA plot representa uma das três métricas utilizadas. ....	48
Figura 8: Abundância relativa dos filos dominantes (frequência relativa > 3%) em cada uma das amostras de solo acessadas. ....	49
Figura 9: Análise comparativa (Teste Exato de Fisher) da abundância relativa dos filos dominantes nas comunidades bacterianas do solo nos dois tipos de ambientes estudados: controle (CA) e impactado pelos metais pesados (CPS). ....	51
Figura 10: Mapa de calor representando a abundância relativa das famílias bacterianas dominantes (frequência relativa >1%) por amostra de solo. ....	53
Figura 11: Correlação de Spearman entre a abundância das famílias dominantes e a concentração de metais pesados. ....	55

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Parâmetros utilizados para cálculos do Igeo e EF. ....	28
Tabela 2: Classes de contaminação Igeo. ....	29
Tabela 3: Avaliação da poluição por metais pesados e riscos à saúde humana. ....	29
Tabela 4: Concentrações de PTM (mg / Kg) para amostras de solo da área de estudo, incluindo limites permitidos estabelecidos por referências locais (estado de Minas Gerais), nacionais (Brasil) e globais (OMS). ....	33
Tabela 5: Fator de enriquecimento (EF) calculado de PTM a partir das amostras de solo de CA e CPS. ....	38
Tabela 6: Diagrama de cromaticidade das concentrações de metais pesados no solo de uma área cárstica em Minas Gerais e outras cidades do mundo (mg/kg). ....	39
Tabela 7: Estimativa do risco à saúde da população por contaminação do solo por PTM para o local de amostragem, estimado pelas vias oral (ADDing), respiratória (ADDinh) e de contato (ADDderm) (mg.Kg-1 / dia).....	40
Tabela 8: Quociente de perigo por contaminação de PTM do solo para o local de amostragem, estimado pelas vias oral (HQing), respiratória (HQinh) e de contato (HQderm), incluindo Índice de perigo (HI) e indicação de potenciais riscos à saúde não cancerígenos. ....	41
Tabela 9: Doses de referência (RfDing, RfDinh e RfDderm) e fator de inclinação (SF) de PTM usado neste estudo. ....	42
Tabela 10: Índices de riscos cancerígenos (CR) para o PTM Cd, Pb, Co, Cr e Ni, incluindo indicação de potenciais riscos cancerígenos para a saúde. ....	44
Tabela 11: Testes de dissimilaridade de Bray-curtis (PPERM) entre amostras de solo CPS e CA para categorias previstas da via KEGG.....	56

## LISTA DE ABREVIACÕES

$\mu\text{L}$ .....	Microlitros
ABS .....	Fator de Absorção Dérmica
ADI .....	Valores de Exposição Diários
ASVs .....	<i>Amplicon Sequencing Variants</i>
AT .....	Tempo Médio
BW .....	Peso Corporal do Indivíduo Exposto
CA .....	<i>Control Area</i>
Cd .....	Cádmio
Cm .....	Centímetros
$\text{Cm}^3$ .....	Centímetros Cúbicos
Co .....	Cobalto
CONAMA .....	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COPAM .....	Conselho Estadual de Política Ambiental
CPS .....	<i>Cement Plant Surround</i>
CR .....	<i>Cancer risk</i>
Cr .....	Cromo
CRBio .....	Conselho Regional de Biologia
CSF .....	<i>Total cancer risk</i>
Cu .....	Cobre
ADD <sub>derm</sub> .....	Índice Exposição Diária Dérmica
ADD <sub>ing</sub> .....	Índice Exposição Diária Ingestão
ADD <sub>inh</sub> .....	Índice Exposição Diária Inalação
DNA.....	<i>Deoxyribonucleic Acid</i>
ED .....	Exposição da Duração

EF .....	Fator Enriquecimento
EF .....	Frequência de Exposição
HI .....	Índice de Risco
HQ .....	Quociente de Perigo
IFMG .....	Instituto Federal de Minas Gerais
Igeo .....	Índice de Geoacumulação
INEA .....	Instituto Estadual do Ambiente
IngR .....	Taxa de Ingestão de Solo
InhR .....	Taxa de Inalação do Solo
KEGG .....	<i>Kyoto Encyclopedia of Genes and Genomes</i>
Kg .....	Quilogramas
Km .....	Quilômetros
LADD .....	Avaliação de Risco à Saúde Relacionado ao Câncer
Mg .....	Miligramas
MG .....	Minas Gerais
Mn .....	Manganês
MPSTA .....	Mestrado Profissional de Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental
Ni .....	Níquel
OPAS .....	Organização Pan-Americana de Saúde
Pb .....	Chumbo
PCA .....	Análises de Componentes Principais
PCR .....	<i>Reverse-Transcriptase Polymerase</i>
PEF .....	Fator de Emissão de Partícula
PERMANOVA .....	<i>Permutational Multivariate Analysis of Variance</i>

PTM ..... *Potentially Toxic Metals*  
RA ..... Registro Acadêmico  
REG ..... Registro  
RfD ..... Doses de Referência Correspondentes  
RNA..... *Ribonucleic Acid*  
SA ..... Área Exposta da Superfície da Pele  
SD ..... *Standard Deviation*  
SF ..... Fator de Inclinação  
SGA ..... Sistema de Gestão Ambiental  
SL ..... Fator de Aderência à Pele  
USEPA ..... *United States Environmental Protection Agency*  
Zn ..... Zinco

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	20
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	22
2.1. Objetivo Geral.....	22
2.2. Objetivos Específicos .....	22
<b>3. REFERÊNCIAL TEÓRICO</b> .....	23
<b>4. MÉTODOS</b> .....	26
4.1. Amostragem do solo .....	26
4.2. Análises da concentração de PTMs .....	27
4.3. Avaliação de riscos à saúde .....	30
4.4. Análises estatísticas .....	30
4.5. Extração de DNA, amplificação por PCR e sequenciamento.....	30
4.6. Análises - bioinformática.....	31
4.7. Análises de dados.....	32
<b>5. RESULTADOS</b> .....	33
5.1. Concentração de metais potencialmente tóxicos no solo.....	33
5.2. Índices de avaliação de contaminação por metais potencialmente tóxicos .....	36
5.2. Avaliações de riscos à saúde não relacionados ao câncer .....	40
5.2.1. Avaliações de riscos à saúde relacionados ao câncer.....	43
5.2.2. Análise multivariada da concentração de PTMs nas amostras de solo .....	44
5.2.3. Amplificação e sequenciamento DNA.....	45
5.2.4. Análises da diversidade das comunidades bacterianas .....	46
<b>6. DISCUSSÃO</b> .....	57
6.1. Contaminação por PTMs e análises de riscos à saúde.....	57
6.2. Comunidades bacterianas acessadas em solos contaminados por PTMs .....	60
<b>7. CONCLUSÕES</b> .....	64
<b>8. REFERÊNCIAS</b> .....	65

<b>ANEXO I - Cópia da Anotação de Responsabilidade Técnica (ART), tornando válidas as metodologias utilizadas .....</b>	<b>79</b>
<b>ANEXO II - Cópia do e-mail enviado à Secretária Executiva do Meio Ambiente e para o Núcleo de Denúncias e Requisições Alto São Francisco (NUDEN ASF). .....</b>	<b>80</b>
<b>ANEXO III - Cópia aceitação publicação primeiro artigo. ....</b>	<b>81</b>
<b>ANEXO IV – Cópia submissão segundo artigo .....</b>	<b>82</b>
<b>ANEXO V – Comprovantes submissão do trabalho em Congressos e Seminários. ....</b>	<b>83</b>
<b>APÊNDICE A – PRODUTO TÉCNICO .....</b>	<b>86</b>
<b>APÊNDICE B – CÓPIA NOTA TÉCNICA ENVIADA AO MINISTÉRIO PÚBLICO E AO NÚCLEO DE DENÚNCIAS E REQUISIÇÕES ALTO SÃO FRANCISCO (NUDEN ASF) .....</b>	<b>117</b>

## PREFÁCIO

Esta dissertação está organizada em cinco partes, sendo uma introdução geral, acompanhada dos objetivos e referencial teórico, materiais e métodos, além dos resultados e discussão. A partir dela, foi possível elaborar uma Nota Técnica, que foi enviada ao Ministério Público da cidade de Arcos - MG, e um Produto Técnico, de processo não patenteável, sugerindo a sua implementação aos Sistemas de Gestão Ambiental (SGA) das empresas, de forma imediata, e para uma alteração da legislação, incluindo estas análises no sistema de controle e monitoramento ambiental e de saúde, para concessão de alvarás. A partir desta Nota Técnica, também foi possível a elaboração de dois artigos, os quais foram enviados para revistas internacionais, expressando a importância dos resultados encontrados.

Este estudo teve como proposta avaliar a concentração de PTMs no solo e, com isso, avaliar sua qualidade. As legislações vigentes em nível federal (CONAMA Nº 420/09) e estadual (COPAM Nº 166/11) expõem os níveis de concentração de PTMs para prevenção e referência de qualidade. Porém, verificamos que a simples análise das concentrações de PTMs e comparações com a legislação não são suficientes para avaliação da qualidade do solo. A partir desta conclusão, utilizamos diversos índices internacionais de avaliação da contaminação do solo e acrescentamos análises de riscos à saúde humana por PTMs.

Verificamos também, por meio da metodologia da genômica ambiental, chamada metabarcoding, que mesmo concentrações de PTMs consideradas baixas são capazes de causar perturbação na comunidade microbiana do solo e, com isso, afetar os diversos serviços ecossistêmicos que ele presta.

Acreditamos que essa metodologia, a curto prazo, pode ser implantada nos Sistemas de Gestão Ambiental das plantas cimenteiras para monitoramento constante destes índices, e, a longo prazo, uma inserção destes nas legislações ambientais vigentes, visando a uma análise segura e mais elaborada acerca da contaminação do solo.

## 1. INTRODUÇÃO

A palavra “cimento” é originada do latim *caementu*, que designava, na velha Roma, uma espécie de pedra natural de rochedos e não esquadrejada. A origem do cimento remonta há cerca de 4.500 anos. Os imponentes monumentos do Egito antigo já utilizavam uma liga constituída por uma mistura de gesso calcinado. As grandes obras gregas e romanas, como o Panteão e o Coliseu, foram construídas com o uso de solos de origem vulcânica da ilha grega de Santorino ou das proximidades da cidade italiana de Pozzuoli, que possuíam propriedades de endurecimento sob a ação da água (BATTAGIN, 2009; SILVA, 2015).

A Companhia Brasileira de Cimento Portland foi implantada no Brasil em 1924 na cidade de Perus, no estado de São Paulo, cuja construção pode ser considerada o marco da implantação da indústria brasileira de cimento. As primeiras toneladas foram produzidas e colocadas no mercado em 1926 (SANTOS, 2011). Até então, o consumo de cimento no País dependia exclusivamente do produto importado. A produção nacional foi gradativamente elevada com a implantação de novas fábricas e a participação de produtos importados, oscilando durante as décadas seguintes, até praticamente desaparecer atualmente (BATTAGIN, 2009).

A indústria de cimento apresenta elevado potencial poluidor em todas as etapas de produção (YADEGARNIA NAEINI *et al.*, 2019). Os níveis e as características das emissões de poluentes dependem dos aspectos tecnológicos e operacionais do processo industrial; em especial, dos fornos rotativos de clínquer, da composição química e mineralógica das matérias-primas, da composição química dos combustíveis empregados, da marcha operacional dos fornos de clínquer e da eficiência dos sistemas de controle de emissão de poluentes instalados (SANTI, SEVÁ FILHO, 2004; CHEN, HONG, XU, 2015). Os poluentes primários emitidos no processo de fabricação de cimento são: material particulado, dióxido de carbono, óxidos de enxofre e óxidos de nitrogênio (BERMUDEZ *et al.*, 2010). Segundo o órgão ambiental norte-americano, as plantas de fabricação de cimento estão entre as maiores fontes de emissão de poluentes perigosos, incluindo os PTMs (USEPA, 2013; YAHAYA, OKPUZOR, AJAYI, 2013; OGUNKUNLE, FATOBA 2014). Parte significativa destes poluentes, assim como as finas partículas de poeira geradas pela queima de combustíveis no forno de clínquer, permanecem no solo (MANDAL, 2011). Essa poeira contém PTMs que são depositados no solo e causam sérios impactos ambientais e à saúde, já que não são biodegradados, acumulando-se (OGUNKUNLE; FATOBA, 2013).

A existência de PTMs nos solos é aumentada continuamente por causa das atividades antrópicas efetuadas pelo homem, como industrialização e urbanização (LI; FENG,

2010). Contudo, a concentração destes metais no solo depende de sua capacidade de retenção e suas propriedades físico-químicas, permanecendo ali por longos períodos (EL-SHERBINY, ISMAIL, EL-HEFNAWY, 2019; KABATA, 2007). Geralmente, os PTMs são liberados no meio ambiente por meio de atividades industriais, fertilizantes, pesticidas e escapamento de automóveis (QASEMI *et al.*, 2018). As fábricas de cimento são uma das fontes mais comuns de poluentes, incluindo PTMs, por meio da produção de pó de cimento e gases (JAFARI, 2019).

Diante do exposto, constatou-se a necessidade da avaliação das concentrações dos PTMs liberados nas proximidades de plantas cimenteiras, e, além disso, verificou-se que somente os parâmetros descritos nas legislações nacional (CONAMA Nº 420/09), (BRASIL, 2009) e estadual (COPAM Nº 166/11), (MINAS GERAIS, 2011) não podem ser os únicos a serem analisados, como é feito atualmente. A investigação de diversos índices descritos na literatura mundial, como *Igeo e EF*, também deve ser levada em consideração para as análises de contaminação do solo por PTMs, destacando-se que também foi possível realizar cálculos de riscos à saúde humana, para doenças associadas à concentração de PTMs no solo e também para avaliação de possíveis doenças cancerígenas ligadas a estes.

Consequentemente, também se analisou a qualidade do solo por possíveis mudanças nas comunidades bacterianas em decorrência de perturbações na concentração de PTMs. Esta análise, conhecida com genômica ambiental, é uma alternativa confiável e eficaz para estimar a qualidade de solos contaminados por PTMs, por meio de bioindicadores, com o objetivo de complementar os processos atuais.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1. *Objetivo Geral*

Estimar o efeito do uso e ocupação do solo pelas plantas cimenteiras por índices de contaminação internacionalmente reconhecidos além de análises de riscos à saúde humana, verificando também a qualidade do solo por meio de parâmetros microbiológicos.

### 2.2. *Objetivos Específicos*

- A. Quantificar e identificar os PTMs presentes no solo nos limites das plantas cimenteiras;
- B. Avaliar possíveis riscos à saúde humana por meio de índices reconhecidos internacionalmente;
- C. Avaliar se as comunidades bacterianas presentes no solo impactado por PTMs sofrem alterações em sua diversidade e composição;
- D. Verificar se potenciais alterações na diversidade e composição da microbiota do solo nas áreas impactadas pelas plantas cimenteiras estão associadas a alterações nas funções ecológicas pela microbiota do solo;
- E. Sugerir a implementação de índices de monitoramento à saúde humana nos SGAs das empresas e na legislação, para concessão ou renovação de alvará de funcionamento;
- F. Elaborar nota técnica a ser enviada para órgãos ambientais, demonstrando as concentrações de metais do solo.

### 3. REFERÊNCIAL TEÓRICO

O solo pode ser classificado como uma coleção de corpos naturais, constituídos por partes sólidas, líquidas e gasosas, sendo tridimensionais, dinâmicos e formados por materiais minerais e orgânicos que ocupam a maior parte do manto superficial das extensões continentais do nosso planeta. Podem conter matéria viva e serem vegetados onde ocorrem e, eventualmente, serem modificados por interferências antrópicas (SRIVASTAVA, 2021). O solo também atua prestando serviços ecossistêmicos essenciais, como provisão de habitats de manutenção (BÜNEMANN *et al.*, 2018; BRUSSAARD, 2012). Parte significativa destes serviços ecossistêmicos está relacionada com o metabolismo dos diversos filos procarióticos que compõem as comunidades microbianas do solo, uma vez que existem diversas evidências de que estes organismos contribuem para a disponibilização de nutrientes deste (GMACH *et al.*, 2020), decomposição de matéria orgânica (LING *et al.*, 2014), ciclagem de compostos (SCHIMEL & SCHAEFFER, 2012) e degradação de xenobióticos (MISHRA *et al.*, 2021), além de afetarem o metabolismo das plantas (CHOI *et al.*, 2021). Por outro lado, perturbações na composição química do solo, causadas principalmente por atividades antrópicas, podem afetar tanto o comportamento e o metabolismo de populações de espécies bacterianas do solo quanto a diversidade e a composição de espécies dentro das comunidades, impactando, por consequência, a qualidade dos serviços ecossistêmicos prestados pelo solo (SUN *et al.* 2020; NANNIPIERI *et al.* 2020; BRUSSAARD, 1998).

Cerca de 2-3% do território brasileiro são formados por ambientes cársticos, estruturados em 19 regiões cársticas, as quais são caracterizadas por vastas áreas de rochas carbonáticas, sendo os calcários, os dolomitos e os mármore os tipos mais comuns. Devido a esta composição, essas regiões, no Brasil, são comumente utilizadas para atividades minerárias de extração de calcário para utilização na agricultura e também como insumo no processo de fabricação do cimento tipo Portland, sendo comum a instalação deste tipo de indústria nas áreas cársticas brasileiras (TRAVASSOS, 2019; KARMANN, SALLUN-FILHO, 2007).

A paisagem cárstica, representada pelas rochas carbonáticas do Grupo Bambuí, subgrupo Paraopeba é compreendida como sendo geofácia por apresentar características peculiares. O solo da região é classificado como neossolos, pois são constituídos por material mineral ou por material orgânico com menos de 20cm de espessura, não apresentado qualquer tipo de horizonte B, sendo constituído por solo raso e de coloração avermelhada, sobre a rocha carbonática estes solos geralmente são rasos em decorrência da dinâmica de sua gênese na paisagem (OLIVEIRA, 2017; TRAVASSOS, 2013).

Os parâmetros definidos pelos órgãos legisladores para definição dos Valores de Referência de Qualidade (VRQ) para os PTMs de ocorrência natural no solo são estabelecidos pela interpretação estatística dos resultados analíticos das amostras de solo coletadas nos principais tipos de solo dos Estados. Para caracterização dos Valores de Referência do solo, levam-se em consideração: carbono orgânico, pH em água, capacidade de troca catiônica e teores de argila, silte, areia e de óxidos de alumínio, ferro e manganês, sempre observando-se as peculiaridades das regiões (BRASIL, 2009; COPAM, 2011).

Eventos de contaminação do solo por PTMs estão majoritariamente relacionados a atividades antropogênicas que liberam estes metais no ambiente na forma de emissões ou efluentes, e, como estes são de difícil biodegradação, constituem um risco ambiental persistente (QIN *et al.*, 2021; OKEREAFOR *et al.*, 2020). Geralmente, PTMs podem ser liberados no meio ambiente por meio de funcionamento de veículos movidos a combustão, lançamento de fertilizantes e pesticidas e diversos tipos de atividades industriais (DE SILVA *et al.*, 2021; BRIFFA & BLUNDELL, 2020). Dentre as atividades industriais relacionadas à poluição por PTMs, as plantas de produção de cimento são consideradas uma das fontes mais comuns deste tipo de poluente devido à produção de pó de cimento e à emissão de gases (JAFARI, 2019; QASEMI *et al.*, 2018; OGUNKUNLE & FATOBA, 2014; YAHAYA *et al.*, 2013; BERMUDEZ, 2010).

Os metais potencialmente tóxicos (PTM), termo mais difundido para metais pesados, são aqueles que apresentam alta densidade ( $> 5\text{g cm}^{-3}$ ), em comparação aos demais elementos e número atômico maior que 20. Estes metais são resistentes à degradação e podem se acumular nos componentes em que manifestam sua toxicidade (YADAV *et al.*, 2019). A contaminação do solo por PTM, geralmente, é resultado de atividades antropogênicas. Ao contrário dos poluentes orgânicos, os PTMs não podem ser degradados, devido, principalmente, ao seu poder cumulativo nos organismos vivos, representando riscos à saúde e ao ambiente (KARIMI, 2020; GARCIA & DORRONSO, 2010; TSEZOS, 2009).

Nas últimas décadas, há uma tendência mundial de se atribuir efeitos de ambientes poluídos à saúde das pessoas. A Organização Mundial da Saúde relata que cerca de um quarto das doenças humanas deve-se à exposição a poluentes ambientais (SALEH, 2019). Países como China, Irã, Jamaica, Estados Unidos, Turquia, Arábia Saudita, Nigéria e Jordânia, por exemplo, realizam estudos de análise de contaminação do solo pelos cálculos dos índices *Igeo* e *EF* e também de risco à saúde humana por PTMs, utilizando, para isso, diversos índices de qualidade à saúde, como o *ADDs*, *HI* e *CR*, para identificar doenças que podem não estar relacionadas ao

câncer, como também possíveis enfermidades ocasionadas pela exposição a PTMs que podem contribuir para o desenvolvimento de algum tipo de câncer (AL-KHASHMAN, SHAWABKEH, 2006; EL-SHERBINY, ISMAIL, EL-HEFNAWY, 2019; HAN, 2020; JAFARI, 2019; KAMANI, 2018; KOLO, 2018).

Os PTMs também têm ganhado atenção devido ao potencial de causar perturbações na estrutura das comunidades bacterianas do solo, com vários estudos revelando impactos negativos dos diferentes PTMs na diversidade da microbiota do solo em diversos locais do mundo (XIAO *et al.*, 2021; GUJRE *et al.*, 2021; PAN *et al.*, 2020; ZENG *et al.*, 2020; KASEMODEL *et al.*, 2019; FAJARDO *et al.*, 2019).

A Metagenômica é a ciência que utiliza a Genômica, ciência que surgiu há cerca de 30 anos, permitindo o mapeamento e a análise de genomas. A Metagenômica estuda o conjunto genômico de todos os organismos que habitam um determinado ambiente amostrado e suas diversas interações (XU, 2011). Apesar disso, apenas em 1998, o termo Metagenômica foi usado pela primeira vez para nomear a técnica independente de cultivo utilizada para investigar comunidades microbianas em amostras ambientais no nível de DNA (HANDELSMAN *et al.*, 1998).

Um projeto metagenômico fornece um modelo descritivo e preditivo da taxonomia e do metabolismo de um ecossistema para tentar descrever o conjunto completo de interações dos microrganismos com o ambiente (GILBERT & DUPONT, 2011). O uso de métodos moleculares para investigação de microrganismos presentes em ambientes naturais tem revolucionado a visão da biodiversidade e ecologia microbiana nos últimos anos (AHMAD *et al.*, 2009).

A popularização recente do uso de métodos moleculares independentes de cultivo para identificação de microrganismos, especialmente os métodos baseados em sequenciamento de alta produção - *HTS* - de amostras de DNA de origem ambiental (metabarcoding e metagenômica), tem ampliado significativamente as possibilidades de acessar a diversidade e a composição das comunidades procarióticas do solo, permitindo a realização de estudos sobre a dinâmica temporal e espacial das comunidades e monitoramento (CHANGEY *et al.*, 2021; NKONGOLO *et al.*, 2020; BALDRIAN, 2019). Sendo assim, a aplicação dessas ferramentas tem aumentado a capacidade de verificar potenciais mudanças na diversidade e composição das comunidades bacterianas do solo causadas por perturbações ambientais, incluindo a contaminação por PTMs (SEKHOHOLA-DLAMINI *et al.*, 2021; MEYER-DOMBARD *et al.*, 2020; PAN *et al.*, 2020).

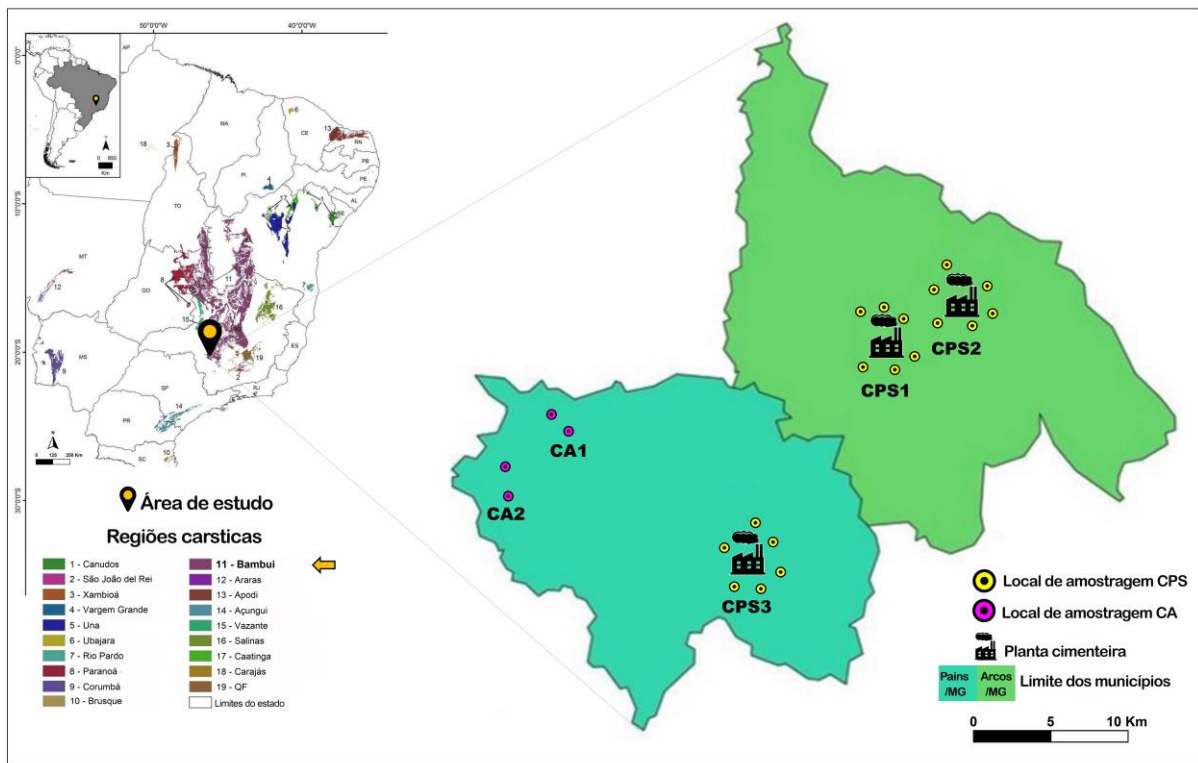
Sabendo-se que, em diversas partes do mundo, o monitoramento dos riscos à saúde por PTMs já é uma realidade e que, no Brasil, estes índices ainda não são incorporados aos procedimentos de monitoramento definidos pelos órgãos legisladores e de fiscalização nacional e local, este trabalho pretende apresentar os índices de risco à saúde por contaminação de metais potencialmente tóxicos que recomendamos que sejam incorporados à legislação para concessão de renovação de licenças, bem como programas de monitoramento obrigatório por parte das empresas. Este trabalho visa, ainda, fornecer evidências reais da necessidade da incorporação destes índices a partir de um estudo de caso de uma região cuja produção de cimento é um arranjo produtivo forte, mostrando que a aplicação dos índices de risco à saúde revelou indicações de potenciais riscos à saúde que os métodos convencionais, adotados por CONAMA e COPAM, não foram capazes de apontar.

#### **4. MÉTODOS**

##### *4.1. Amostragem do solo*

A área de estudo compreende a porção sul da região cárstica, chamada Grupo Bambuí, localizada na Região Sudeste do Brasil (20°19'24"S, 45°34'56"W). Nesta área, foram coletadas amostras de solo do entorno de três plantas de produção de cimento tipo Portland (nomeadas como CPS1, CPS2 e CPS3) e também amostras de solo em duas áreas de produção agrícola localizadas fora da influência das plantas de produção de cimento (distância superior a 20 km das CPS), tomadas como áreas-controle (CAs) (Figura 1). Foram selecionados 6 pontos amostrais no entorno de cada planta de produção de cimento, apresentando, cada ponto, uma distância da planta menor que 500 metros. Em cada área-controle, selecionaram-se 2 pontos amostrais, e as amostras foram coletadas em uma única campanha realizada em maio de 2020 (estação seca). Em cada um dos 22 pontos amostrais, foram recolhidos, aproximadamente, 2 kg de solo superficial com profundidade entre 0 e 15 cm, utilizando um trado no qual era lavado com álcool 70% imediatamente após cada coleta, as amostras eram estocadas em sacos plásticos estéreis, lacrados e identificados (procedimento adaptado de PACCHIONI, 2010).

Figura 1: Área de estudo e locais de amostragem do solo. A localização da área de estudo em relação à região cárstica na qual ela está inserida (Grupo Bambuí) e demais áreas cársticas do Brasil está indicada no mapa à esquerda (adaptado de Travassos 2019).



Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Para cada uma das 22 amostras coletadas, foram estimadas as concentrações dos seguintes metais potencialmente tóxicos - PTMs: Cd, Pb, Co, Cu, Cr, Mn, Ni e Zn. A quantificação dos metais pesados foi realizada seguindo-se a metodologia de espectrometria de absorção atômica de chama ar-acetileno proposta por CAMPOS (2005). Todas as quantificações foram efetuadas por um laboratório certificado pelos órgãos reguladores (Laboratório Oceanus-Hidroquímica, REG.INEA:UN015590/55.11.10).

#### 4.2. Análises da concentração de PTMs

As análises de concentração de PTMs no solo foram realizadas utilizando-se os seguintes índices internacionalmente reconhecidos: o Fator de Enriquecimento (*EF*) e o Índice de Geoacumulação (*I<sub>geo</sub>*).

Além dos índices, os valores brutos de concentração também foram incluídos na análise para fins de comparação com trabalhos similares publicados e também por serem utilizados em abordagens convencionais de verificação de contaminação por PTMs estabelecidas nas legislações vigentes do Brasil e local (estado de Minas Gerais): Resolução

CONAMA N° 420/09 (BRASIL, 2009) e Deliberação Normativa COPAM N° 166/11 (MINAS GERAIS, 2011), respectivamente.

O Índice de Geoacumulação (*I<sub>geo</sub>*) realiza uma estimativa do grau de poluição do solo por PTMs de um determinado elemento acima de uma certa concentração de referência. Foi proposto por Muller em 1969 (MULLER, 1969), sendo o valor obtido enquadrado em sete classes (Tabela 2), e sua fórmula, descrita abaixo (MOHAMMADI *et al.*, 2020).

$$I_{geo} = \log_2 \left( \frac{C_i}{1,5 \cdot B_i} \right)$$

O Fator de Enriquecimento (*EF*) é usado para avaliar o grau de enriquecimento do metal no solo, podendo também ajudar a diferenciar uma fonte antropogênica de fontes naturais (HAN *et al.*, 2006; LIU *et al.*, 2014). Comumente, o *EF* é utilizado para avaliar o nível de impacto humano, sendo obtido a partir da concentração do metal sobre o metal normalizador, que pode ser o Fe, Al ou Mn. Neste estudo, foi utilizado como normalizador o Fe.

$$EF = \frac{M_x \cdot Fe_b}{M_b \cdot Fe_x}$$

Tabela 1: Parâmetros utilizados para cálculos do *I<sub>geo</sub>* e *EF*.

Fatores	Definição	Unidade
$\log_2$	Logarítmico na base 2	
$C_i$	Concentração medida do determinado elemento	mg/Kg
$B_i$	Concentração medida do determinado elemento na crosta terrestre	mg/Kg
$M_x$	Valor de concentração do metal	mg/Kg
$Fe_x$	Valor de concentração do metal normalizador	mg/Kg
$M_b$	Valor de concentração média do metal	mg/Kg
$Fe_b$	Valor de concentração média do normalizador	mg/Kg

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Tabela 2: Classes de contaminação Igeo.

Classe	Valor	Qualidade do Solo
0	< 0	Praticamente não contaminado Não contaminado a moderadamente não
1	0 – 1	contaminado
2	1 – 2	Moderadamente contaminado
3	2 – 3	Moderadamente a fortemente contaminado
4	3 – 4	Fortemente contaminado
5	4 – 5	Fortemente a extremamente contaminado
6	> 5	Extremamente contaminado

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Os índices de avaliação de risco à saúde basearam-se no modelo desenvolvido pela USEPA (2013). Os seres humanos são expostos à contaminação principalmente por ingestão, inalação pela boca e nariz e contato dérmico. As doses de exposição não cancerosas, por meio das três vias, podem ser estimadas pelos seguintes índices (WANG *et al.*, 2016):

$$ADD_{ing} = C \times \frac{IngR \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT}$$

$$ADD_{inh} = C \times \frac{InhR \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT}$$

$$ADD_{derm} = C \times \frac{SA \times SL \times ABS \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT}$$

As doses diárias médias ao longo da vida, para o risco de câncer, também foram aferidas, utilizando-se, para isso, o índice descrito abaixo. A Tabela 3 mostra os valores e a definição dos índices empregados para os cálculos de risco à saúde.

Tabela 3: Avaliação da poluição por metais pesados e riscos à saúde humana.

Fatores	Definição	Unidade	Valores	
			Criança	Adulto
C	Concentração de metais pesados no solo	mg/Kg		
IngR	Taxa de ingestão de solo	mg/dia	100	50
EF	Frequência de exposição	Dias/Anos	320	320
ED	Duração da exposição	Anos	6	24
BW	Peso corporal do indivíduo exposto	Kg	18,6	80
AT	Tempo médio	Dias	ED x 365	ED x 365
InhR	Taxa de inalação do solo	m <sup>3</sup> /Kg	7,6	20
PEF	Fator de emissão de partícula	m <sup>3</sup> /Kg	1,36 x 10 <sup>9</sup>	1,36 x 10 <sup>9</sup>
AS	Área exposta da superfície da pele	cm <sup>2</sup>	2699	3950
SL	Fator de aderência à pele	mg/cm.dia	0,2	0,07
CF	Fator de conversão	Kg.mg <sup>-1</sup>	10 <sup>-6</sup>	10 <sup>-6</sup>
ABS	Fator de absorção dérmica	-	0,001	0,001

Fonte: YADAV *et al.*, 2019.

### 4.3. Avaliação de riscos à saúde

Neste estudo, a avaliação de risco à saúde foi baseada no modelo desenvolvido pela USEPA (2013), descrito na seção anterior:  $ADD_{ing} + ADD_{inh} + ADD_{derm}$ ; HQ; HI e CR.

Além dos índices citados na seção anterior, também foi calculado o Quociente de Perigo (HQ) para riscos não cancerígenos. Este índice é determinado pela divisão da exposição diária de doses ( $ADD_{ing}$ ,  $ADD_{inh}$  e  $ADD_{derm}$ ) de cada elemento por suas doses de referência correspondentes (RfD) ( $mg\ kg^{-1}\ dia^{-1}$ ). Então, os HQs dessas três vias de exposição, para cada elemento, são somados para produzir um índice de risco (HI), a fim de estimar os riscos não cancerígenos dos elementos mistos para os seres humanos.  $HI < 1$  indica que não há riscos significativos do efeito não canceroso, e  $HI > 1$  revela uma chance de que efeitos não cancerígenos possam ocorrer, com uma probabilidade que tende a aumentar conforme o valor do HI aumenta.

### 4.4. Análises estatísticas

Para a avaliação da quantificação dos metais pesados, efetuou-se uma análise descritiva dos dados constando estatísticas básicas como média, mediana, valores mínimos e máximos e desvio padrão das plantas cimenteiras (CPS 1, CPS 2 e CPS 3), comparando-os aos das áreas-controle (CA) e aos respectivos valores de background da crosta terrestre, de acordo com TAYLOR e MCLENNAN (1995).

### 4.5 Extração de DNA, amplificação por PCR e sequenciamento

O DNA total de cada amostra de solo coletada foi extraído a partir de uma fração homogeneizada de 0,25 mg do solo por meio do DNeasy PowerSoil Kit (Qiagen), seguindo-se as instruções do fabricante, incluindo apenas um período de incubação a 95°C, por 2 minutos, para favorecer a extração de DNA de bactérias gram-positivas.

A caracterização da composição das comunidades procarióticas típicas de cada amostra foi realizada através do sequenciamento da região hipervariável V4 do gene ribossomal rDNA 16S seguindo-se as recomendações propostas pela iniciativa Earth Microbiome Project (GILBERT *et al.*, 2014). A amplificação da região-alvo por PCR utilizou os oligoiniciadores 515F (5'-GTGYCAGCMGCCGCGGTAA-3') e 806R (5'-GTGYCAGCMGCCGCGGTAA-3'). A reação de PCR foi executada em triplicata, utilizando-se as condições padrões do sistema de amplificação otimizado OneTaq® Hot Start Quick-Load® 2X Master Mix with GC Buffer (New England Biolabs) num volume total de 25  $\mu$ L, com concentração final de cada primer de

5 µM. As condições de amplificação foram: 1X(94°C/3'), 25X(94°C/45s, 50°C/60s, 72°C/90s), 1X(72°C/10m, 04°C/∞). Os amplicons produzidos em triplicata foram combinados e purificados utilizando-se o sistema Agencourt® AMPure® XP (Beckman Coulter). As bibliotecas de amplicons geradas para cada amostra foram reunidas após processo de normalização. O pool de amostras foi submetido ao sequenciamento com o uso da plataforma Illumina MiSeq no esquema de “pontas pareadas” (paired-end) equitativo (2 x 250).

#### 4.6 Análises - bioinformática

Todo o tratamento dos dados gerados no sequenciamento da região V4 do gene ribossomal 16S rRNA foi realizado utilizando-se a plataforma bioinformática de análise de dados de microbiomas gerados por sequenciamento de nova geração QIIME2™ (BOLYEN *et al.*, 2019). O módulo DEMUX foi empregado para separar as sequências brutas de cada amostra sequenciada (considerada aqui como biblioteca de leituras de sequenciamento) por meio do trecho identificador, chamado de barcode. O módulo DEMUX foi também utilizado para gerar relatórios interativos de qualidade das leituras para embasamento dos pontos de corte destas. Já o módulo DENOISE foi empregado para remover os iniciadores das leituras, cortar os trechos de baixa qualidade, identificar e remover sequências quimeras, unir as leituras diretas e reversas e identificar as diferentes leituras, chamadas de ASVs (amplicon sequencing variants), utilizando o método de DADA2. Cada uma das diferentes ASVs foram assumidas nas análises posteriores, com a unidade taxonômica básica, e tiveram a sua taxonomia estimada utilizando-se o classificador Naïve Bayes Classifier, o qual foi treinado com o módulo FEATURE-CLASSIFIER, por meio do banco de dados taxonômico SILVA, versão 1.32 (QUAST *et al.*, 2013).

Com o objetivo de aferir a diversidade de funções metabólicas presentes nas comunidades bacterianas identificadas por meio do sequenciamento da região V4 do gene 16S rDNA, utilizou-se uma análise preditiva de funções metabólicas com o uso do módulo PICRUt2 (DOUGLAS *et al.*, 2020), seguindo-se a pipeline “qiime picrust2 full-pipeline”. Esta foi desenvolvida para realizar a análise dentro da plataforma QIIME2, com o uso das tabelas de ASVs como base para a busca de funções metabólicas dos grupos bacterianos elencados nas tabelas no banco de dados de funções metabólicas KEGG (*Kyoto Encyclopedia of Genes and Genomes*) (KANEHISA & GOTO, 2000), gerando, para cada amostra, uma tabela de funções metabólicas relacionada a cada ASV (chamadas KOs). Cada uma das funções metabólicas preditas por PICRUSt2, chamadas aqui de KOs, foi considerada neste estudo como unidade funcional nas análises funcionais posteriores.

#### 4.7 Análises de dados

As análises comparativas de concentração de metais pesados entre as amostras do entorno das plantas cimenteiras (CPS) e as das áreas-controle (CA) foram efetuadas por meio de análise multivariada de componentes principais (PCA), com a proposta de identificar padrões gerais de similaridade entre amostras de solo dos dois grupos de teste (CPS x CA). Testes de agrupamento foram realizados através de PERMANOVA (Permutational Multivariate Analysis of Variance), assumindo o nível de significância de 5%. As análises de PCA foram executadas utilizando-se o software R (versão 3.3.2., pacote vegan), sendo que análises comparativas por metal também foram realizadas.

Para as análises dos dados taxonômicos, foi empregada a plataforma QIIME2<sup>TM</sup> (BOLYEN *et al.*, 2019) para gerar vetores de alfa-diversidade, bem como matrizes de beta-diversidade, utilizando-se um ponto de corte que considerou apenas amostras representadas por bibliotecas com mais de 5000 leituras. O ponto de corte foi baseado no ponto de inflexão da curva de rarefação gerada para as ASVs. Este processo reduziu de 22 para 21 as amostras adequadas para análise (uma amostra da CPS3).

As análises de alfa-diversidade foram realizadas baseando-se em quatro métricas: número de ASVs, índice de diversidade de Shannon, índice de diversidade filogenética de Faith e índice de equitabilidade de Pielou. Testes de Wilcoxon pareados foram efetuados para verificar diferenças significativas entre comunidades bacterianas das CPS e CA. As análises de composição de grupos bacterianos (beta-diversidade) fundamentaram-se no cálculo de matrizes de dissimilaridade utilizando-se três diferentes métricas: Bray-curtis, Unifrac não ponderada e Unifrac ponderada. Testes de agrupamentos entre amostras referentes às comunidades bacterianas dos dois grupos comparativos (CPS x CA) foram realizados utilizando-se o teste de PERMANOVA, assumindo o nível de significância de 5%, com o uso da plataforma QIIME2<sup>TM</sup> (BOLYEN *et al.*, 2019).

As abundâncias relativas dos filos bacterianos com frequências superiores a 1% foram apresentadas em gráficos de barras. Empregou-se o Teste Exato de Fisher para verificar diferenças significativas na frequência dos filos dominantes entre os dois grupos comparativos (CPS x CA), utilizando-se o software R (versão 3.3.2). As frequências relativas das famílias bacterianas dominantes (com freq. > 3%) foram utilizadas para a construção de um mapa de calor de distribuição destes grupos nas amostras, com o uso da plataforma QIIME2<sup>TM</sup> (BOLYEN *et al.*, 2019).

Para as análises funcionais, foram adotadas duas abordagens ao se utilizar os dados gerados por PICRUST2: uma análise global, que considerou todas as KOs indiscriminadamente;

e uma análise estruturada pela classificação de cada KO em categorias metabólicas hierárquicas estabelecidas pelo banco de dados KEGG (*KEGG Level 2*). Tanto na análise global quanto na estruturada, foram calculados índices de diversidade de Shannon e matrizes de dissimilaridade de Bray-Curtis a partir das tabelas de frequência de KOs geradas para cada amostra. Foram realizados testes pareados de Wilcoxon para verificar diferenças na diversidade de funções metabólicas (KOs) entre comunidades bacterianas de áreas CPS e CA. Além disso, testes de PERMANOVA foram efetuados para se testar a similaridade no conjunto de funções metabólicas presentes nas comunidades bacterianas de áreas CPS e CA, sendo que os testes foram realizados para os dados globais e independentemente, para cada uma das categorias de KEGG (análise estruturada).

## 5. RESULTADOS

### 5.1 Concentração de metais potencialmente tóxicos no solo

As características estatísticas básicas dos principais PTMs medidos na superfície do solo, neste estudo, estão resumidas na Tabela 4.

Tabela 4: Concentrações de PTM (mg / Kg) para amostras de solo da área de estudo, incluindo limites permitidos estabelecidos por referências locais (estado de Minas Gerais), nacionais (Brasil) e globais (OMS).

PTM	Proximidades plantas cimenteiras				Áreas-controle				Valor de Referência			Background
	Min	Max	Mediana	SD	Min	Max	Mediana	SD	Local	Brasil	FAO/WHO	
Cd	0.05	0.12	0.06	0.02	0.05	0.20	0.10	0.07	<0,40	1.30	3.0	0.035
Pb	8.66	38.68	17.96	6.82	10.94	45.68	27.27	17.29	19.50	72.00	100	9
Co	0.49	12.19	3.88	3.39	0.81	15.95	7.03	7.37	6.00	25.00	50	0.1
Cu	4.00	15.30	9.06	2.86	4.90	41.00	16.73	16.66	49.00	60.00	100	4
Cr	9.89	43.62	27.84	10.06	13.96	47.21	30.28	15.83	75.00	75.00	100	11
Mn	80.78	709.91	338.20	189.41	118.02	1504.66	630.17	637.71	–	–	2000	1100
Ni	1.60	7.40	3.98	1.30	2.50	12.90	6.43	4.74	21.50	30.00	50	20
Zn	5.00	45.60	20.46	10.52	6.50	131.40	47.58	57.67	46.50	300.00	300	20
Fe*	13632	43425	24801	10192	17244	28939	22094	4974	-	-	-	3800

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Foi comparado as concentrações de PTM das amostras de solo do CPS com os limites de contaminação do solo estabelecidos pelo estado (COPAM nº 16/11, MINAS GERAIS, 2011), nacional (CONAMA nº 420/09, BRASIL, 2009) e global (FAO / OMS, 1993).

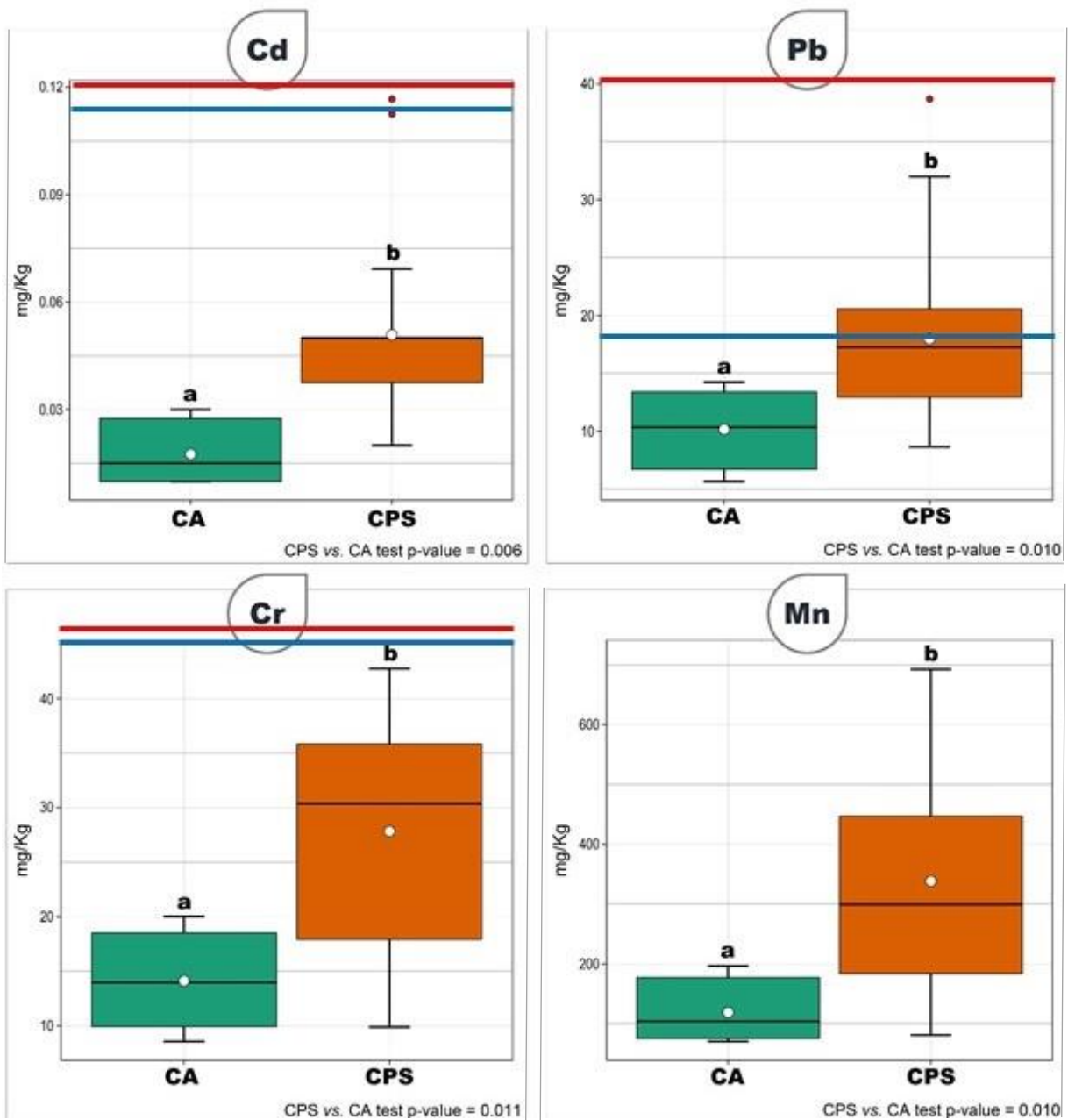
Os resultados revelaram que várias amostras de solo CPS excederam o limite de contaminação PTM local para Co e Pb. No entanto, nenhuma concentração de PTM das amostras de solo CPS ou CA extrapolou os limites de contaminação nacionais e globais (Tabela 4). Os resultados indicaram que as concentrações médias dos PTMs variaram significativamente e diminuíram na ordem Mn > Cr > Zn > Pb > Cu > Ni > Co > Cr, nas CPSs, e na seguinte ordem nas CA: Mn > Zn > Cr > Pb > Cu > Co > Ni > Cd.

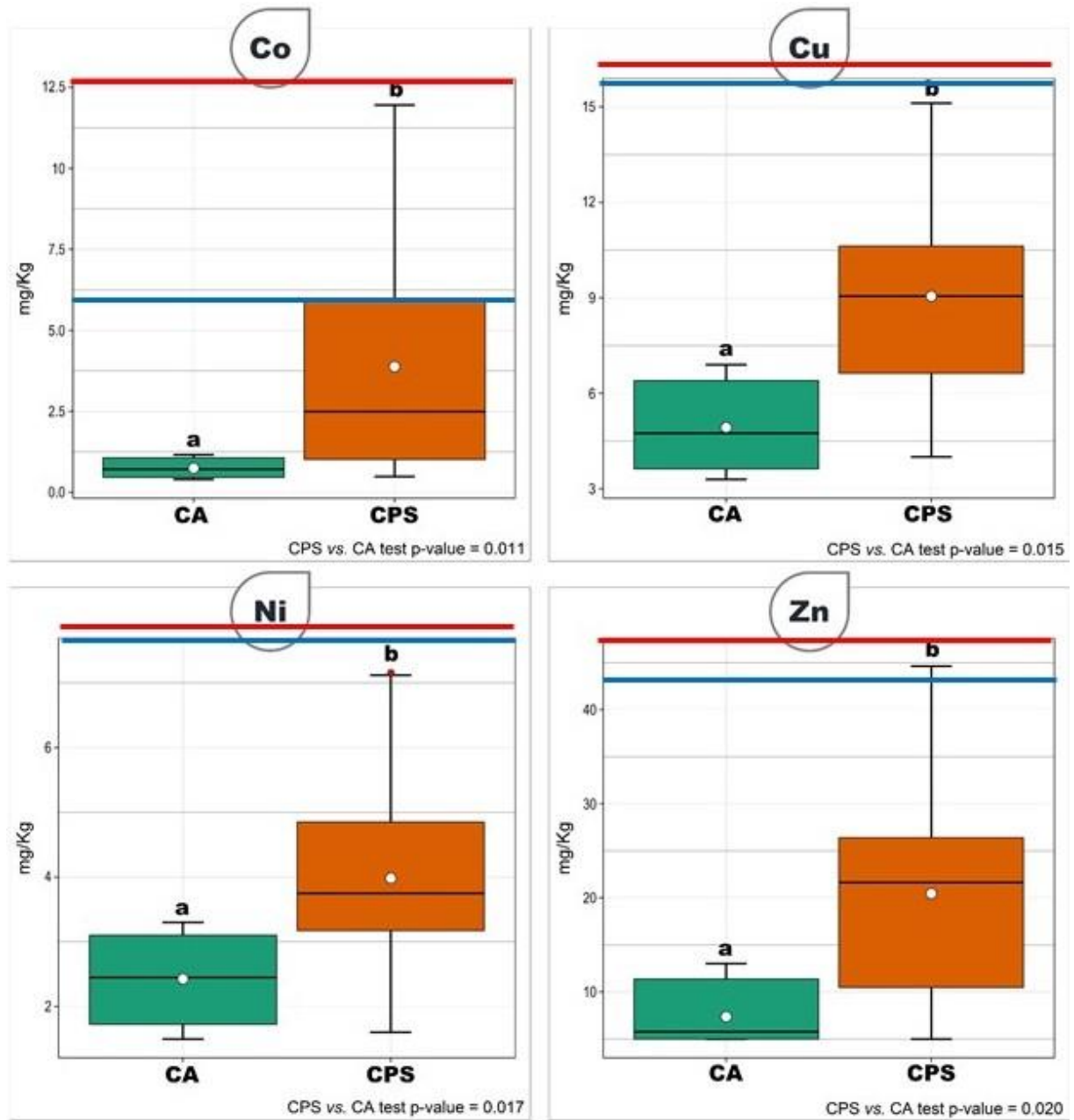
De acordo com a Tabela 4, observam-se os limites das concentrações de PTMs estabelecidos pelas legislações COPAM N° 16/11 (MINAS GERAIS, 2011) e CONAMA N° 420/09 (BRASIL, 2009). Na Figura 2, as linhas azuis referem-se aos limites de qualidade, e as vermelhas, aos limites de prevenção.

Somente os metais Co e Pb ultrapassaram o limite de qualidade estabelecido pela Deliberação Normativa COPAM N° 166/11 (MINAS GERAIS, 2011), sendo que os outros mantiveram seus limites abaixo desta. Nenhum dos metais em estudo atingiu ou ultrapassou os limites de prevenção estabelecidos pela CONAMA N° 420/09 (BRASIL, 2009).

Uma análise PERMANOVA verificou diferença estatística, ou seja,  $p < 0,05$ , entre as áreas impactadas e controle para todos os metais quando comparadas as CPS com suas áreas CA (ANDERSON, 2014).

Figura 2: Boxplot das concentrações de metais encontrados, correlacionando com as legislações vigentes no Brasil e no estado de Minas Gerais.





Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

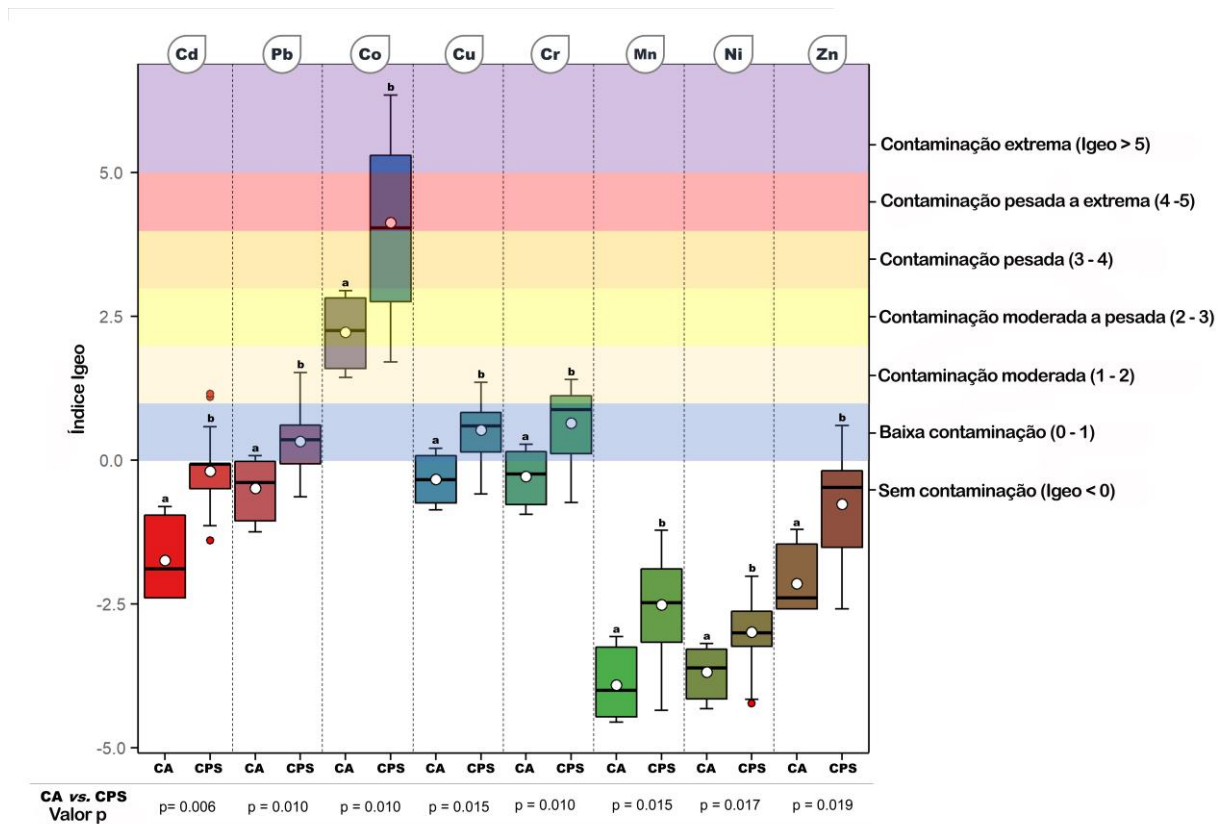
### 5.2 Índices de avaliação de contaminação por metais potencialmente tóxicos

A Figura 3 demonstra que os metais Cd, Pb, Cu e Cr apresentaram, para parte dos dados, nível de contaminação classe Igeo 1, ou seja, não contaminado a moderadamente contaminado. Já o Co exibiu níveis de contaminação que vão desde não contaminado (Igeo 1) até extremamente contaminado (Igeo > 5). Estes PTMs estão de acordo com a Figura 2, que também apresentou níveis de concentração de PTMs no solo acima do limite de qualidade estabelecido pela legislação. A média dos valores encontrados para Pb nas áreas CA é maior do que os valores de background, e, nas CPS, o valor é bastante aproximado. Já Mn, Ni e Zn

apresentaram classe Igeo 0, ou seja, praticamente não contaminado, para todos os locais amostrados.

As características estatísticas dos oito metais em estudo no solo da região cárstica de Minas Gerais foram comparadas com estudos semelhantes pelo mundo, aplicando-se, em cada caso, as legislações pertinentes. Os resultados mostraram diferença estatística quando comparamos os resultados das áreas CPS com CA, para todos os metais (KUMAR, 2021; WEN, 2021; HAN, 2021; MOHAMMADI, 2020).

Figura 3: Boxplot índice Igeo de PTMs por local.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

A análise da Tabela 5, que demonstra o cálculo do fator de enriquecimento (EF) de PTM no solo, evidenciou que todos os metais em análise, quando correlacionados com as respectivas legislações de referência, apresentaram índices de enriquecimento de PTMs mínimos no solo, ou seja,  $\leq 2$ . Nas áreas CA, o EF calculado é ligeiramente maior que nas CPS, sugerindo que este fato pode ter relação com o uso de agrotóxicos e fertilizantes no local. Como o metal manganês não possui um valor de referência nas legislações adotadas, tomou-se como base o valor de referência adotado nos estudos de HAN *et al.*, 2021; MOHAMMADI *et al.*, 2019.

Tabela 5: Fator de enriquecimento (EF) calculado de PTM a partir das amostras de solo de CA e CPS.

PTM	CA				Interpretação*	CPS				Interpretação	CA vs. CPS test** p-value
	Min	Max	SD	Média		Min	Max	SD	Média		
Cd	0.038	0.148	0.049	0.062	Não enriquecimento	0.123	0.830	0.171	0.252	Não enriquecimento	0.003
Pb	0.109	0.238	0.060	0.005	Não enriquecimento	0.168	1.069	0.201	0.345	Não enriquecimento	0.042
Co	0.698	1.523	0.395	0.006	Não enriquecimento	0.878	30.33***	6.745	6.207	Não enriquecimento	0.007
Cu	0.142	0.253	0.049	0.018	Não enriquecimento	0.180	0.952	0.180	0.386	Não enriquecimento	0.019
Cr	0.134	0.280	0.062	0.223	Não enriquecimento	0.162	0.987	0.198	0.424	Não enriquecimento	0.010
Mn	0.011	0.023	0.005	0.018	Não enriquecimento	0.013	0.161	0.031	0.050	Não enriquecimento	0.003
Ni	0.013	0.026	0.006	0.021	Não enriquecimento	0.014	0.092	0.017	0.034	Não enriquecimento	0.042
Zn	0.045	0.085	0.018	0.061	Não enriquecimento	0.045	0.567	0.115	0.170	Não enriquecimento	0.003

\* EF <2, deficiência de enriquecimento mínimo; 2 <EF <5, enriquecimento moderado; 5 <EF <20, alto enriquecimento; 20 <EF <40, enriquecimento muito alto; e EF > 40, enriquecimento extremamente alto (Muller, 1969). \*\* Teste de Wilcoxon, não pareado. \*\*\* Apenas uma amostra de solo apresentou enriquecimento muito alto. Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Observa-se, na Tabela 6, um diagrama de cromaticidade das análises de concentração de PTMs realizadas pelo mundo, correlacionando-as com suas respectivas legislações, o que mostra um resultado semelhante ao encontrado neste estudo, destacando-se Pb, Cu, Zn e Mn, que apresentam variações que vão desde locais não contaminados até extremamente contaminados, em vários países.

As maiores médias de contaminação encontradas nesta tabela são, respectivamente, para Pb > Zn > Mn > Co > Cr > Ni > Cu > Cd. Todos os estudos semelhantes realizados e apresentados no diagrama de cromaticidade também exibem como resultado uma baixa contaminação de Cd pelo mundo, inclusive em nosso estudo, apresentando apenas um resultado com contaminação extrema na cidade de Suva, capital das ilhas Fiji.

Tabela 6: Diagrama de cromaticidade das concentrações de metais pesados no solo de uma área cárstica em Minas Gerais e outras cidades do mundo (mg/kg).

	Cd	Pb	Co	Cu	Cr	Mn	Ni	Zn	Cidade / Região	Referências
<b>CPS 1</b>	0.06	19.25	3.86	9.26	28.33	318.33	4.07	21.13	Arcos, Brasil	Este Estudo
<b>CPS 2</b>	0.05	13.59	1.85	7.03	19.64	205.51	3.12	13.23	Arcos, Brasil	Este Estudo
<b>CPS 3</b>	0.06	21.04	5.92	10.87	35.53	490.76	4.77	27.02	Pains, Brasil	Este Estudo
<b>Control</b>	0.06	19.67	5.22	8.47	25.20	376.93	4.07	19.57	Pains, Brasil	Este Estudo
<b>CPS</b>	289.90	469.20	–	404.40	186.20	–	–	168.10	Sagamu, Nigeria	Ogunkule and Fatoba, 2014
<b>CPS</b>	–	29.70	–	28.50	131.00	–	37.70	98.20	Rabigh, South Arabia	El-Sherbiny <i>et al.</i> 2019
<b>CPS</b>	–	19.30	–	5.03	76.40	466.00	29.10	10.10	Gombe, Nigeria	Kolo <i>et al.</i> 2018
<b>CPS</b>	147.80	31.47	–	–	57.21	–	–	138.50	Kingston, Jamaica	Mandal and Voulchikov, 2011
<b>CPS</b>	5.00	55.00	–	2.89	22.18	–	–	44.51	Qadissiya, Jordan	Al-Khashman and Shawabkeh, 2006
<b>Solo Agrícola</b>	1.90	11.20	–	6.40	18.80	–	4.90	16.20	Pernambuco, Brasil	Silva <i>et al.</i> 2016
<b>Solo Agrícola</b>	0.06	2.69	–	2.14	55.66	6.86	0.91	3.56	Piauí, Brasil	Britto <i>et al.</i> 2020
<b>Solo de Floresta</b>	0.05	1.79	–	0.96	28.17	6.20	0.62	0.35	Piauí, Brasil	Britto <i>et al.</i> 2020
<b>Solo de Floresta</b>	0.60	10.40	0.20	12.10	44.20	–	13.50	30.40	Paraná, Brasil	Melo <i>et al.</i> 2017
<b>Solo área indústria</b>	0.70	41.00	19.00	25.00	60.00	546.00	24.00	70.00	Anyang, China	Han <i>et al.</i> , 2021
<b>Solo área indústria</b>	0.20	27.00	24.00	48.00	124.00	–	36.00	110.00	Jharia, India	Masto <i>et al.</i> , 2017
<b>Solo área Urbana</b>	1.50	803.00	11.00	34.00	31.00	803.00	21.00	331.00	Mazarron Town, Spain	Gabarron and Acosta, 2018

<b>Solo área Urbana</b>	0.50	31.00	18.00	21.00	59.00	488.00	36.00	100.00	Jiaozuo, China	Han <i>et al.</i> , 2020
<b>Solo área Urbana</b>	1.10	137.00	46.00	277.00	309.00	1870.00	121.00	1020.00	Four cities, Nepal	Yadav <i>et al.</i> , 2019
<b>Solo Beira de Estrada</b>	3.10	59.00	33.00	266.00	34.00	–	32.00	507.00	Suva, Fiji	Maeaba <i>et al.</i> , 2019

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

### 5.2 Avaliações de riscos à saúde não relacionados ao câncer

A estimativa do risco à saúde das populações para os solos ao redor da área de estudo foi aferida por meio das vias orais, dérmicas e de contato. Neste estudo, os métodos de risco à saúde da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) foram tomados como base para a realização dos cálculos. Além disso, também utilizamos os dados fixos apresentados por YADAV *et al.*, 2019, comparando-os com os de vários outros autores internacionalmente reconhecidos com várias pesquisas sobre o tema, como MOHAMMADI *et al.*, 2020; YU *et al.*, 2021; KUMAR *et al.*, 2021.

Tabela 7: Estimativa do risco à saúde da população por contaminação do solo por PTM para o local de amostragem, estimado pelas vias oral (ADD<sub>ing</sub>), respiratória (ADD<sub>inh</sub>) e de contato (ADD<sub>derm</sub>) (mg.Kg-1 / dia).

Local de amostragem	PTM	ADD <sub>ing</sub>		ADD <sub>inh</sub>		ADD <sub>derm</sub>	
		Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto
CPS 1	Cd	2.83E-07	1.32E-07	1.04E-11	3.87E-11	1.53E-09	7.27E-10
	Pb	9.08E-05	4.22E-05	3.34E-09	1.24E-08	4.90E-07	2.33E-07
	Co	1.82E-05	8.48E-06	6.71E-10	2.49E-09	9.85E-08	4.69E-08
	Cu	4.37E-05	2.03E-05	1.61E-09	5.98E-09	2.36E-07	1.12E-07
	Cr	1.34E-04	6.21E-05	4.91E-09	1.83E-08	7.21E-07	3.43E-07
	Mn	1.50E-03	6.98E-04	5.52E-08	2.05E-07	8.10E-06	3.86E-06
	Ni	1.92E-05	8.92E-06	7.05E-10	2.62E-09	1.04E-07	4.93E-08
CPS 2	Zn	9.96E-05	4.63E-05	3.66E-09	1.36E-08	5.38E-07	2.56E-07
	Cd	2.36E-07	1.10E-07	8.66E-12	3.22E-11	1.27E-09	6.06E-10
	Pb	6.41E-05	2.98E-05	2.36E-09	8.76E-09	3.46E-07	1.65E-07
	Co	8.75E-06	4.07E-06	3.22E-10	1.20E-09	4.72E-08	2.25E-08
	Cr	3.32E-05	1.54E-05	1.22E-09	4.53E-09	1.79E-07	8.52E-08
		9.26E-05	4.31E-05	3.40E-09	1.27E-08	5.00E-07	2.38E-07

	Mn	9.69E-04	4.50E-04	3.56E-08	1.32E-07	5.23E-06	2.49E-06
	Ni	1.47E-05	6.83E-06	5.40E-10	2.01E-09	7.93E-08	3.78E-08
	Zn	6.24E-05	2.90E-05	2.29E-09	8.53E-09	3.37E-07	1.60E-07
CPS 3	Cd	2.90E-07	1.35E-07	1.07E-11	3.97E-11	1.57E-09	7.46E-10
	Pb	9.92E-05	4.61E-05	3.65E-09	1.36E-08	5.35E-07	2.55E-07
	Co	2.79E-05	1.30E-05	1.03E-09	3.82E-09	1.51E-07	7.18E-08
	Cu	5.12E-05	2.38E-05	1.88E-09	7.01E-09	2.76E-07	1.32E-07
	Cr	1.67E-04	7.79E-05	6.16E-09	2.29E-08	9.04E-07	4.31E-07
	Mn	2.31E-03	1.08E-03	8.50E-08	3.16E-07	1.25E-05	5.95E-06
	Ni	2.25E-05	1.04E-05	8.26E-10	3.07E-09	1.21E-07	5.78E-08
	Zn	1.27E-04	5.92E-05	4.68E-09	1.74E-08	6.87E-07	3.27E-07
CA	Cd	4.83E-07	2.24E-07	1.77E-11	6.60E-11	2.60E-09	1.24E-09
	Pb	1.29E-04	5.98E-05	4.73E-09	1.76E-08	6.94E-07	3.31E-07
	Co	3.32E-05	1.54E-05	1.22E-09	4.53E-09	1.79E-07	8.53E-08
	Cu	7.88E-05	3.67E-05	2.90E-09	1.08E-08	4.26E-07	2.03E-07
	Cr	1.43E-04	6.64E-05	5.25E-09	1.95E-08	7.71E-07	3.67E-07
	Mn	2.97E-03	1.38E-03	1.09E-07	4.06E-07	1.60E-05	7.64E-06
	Ni	3.03E-05	1.41E-05	1.11E-09	4.14E-09	1.63E-07	7.79E-08
	Zn	2.24E-04	1.04E-04	8.24E-09	3.07E-08	1.21E-06	5.77E-07

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Ao ser observada a Tabela 7, nota-se que, para todos os PTMs, os adultos possuem uma maior absorção deles por meio das vias de ingestão e inalação. Já por via dérmica, as crianças demonstraram possuir maior absorção de PTMs que os adultos.

Os resultados exibidos na Tabela 7 revelam ainda que grande parte das áreas impactadas (CPS) possui absorção de metais pelas três vias de exposição maior do que em áreas-controle (CA), que estão a mais de 20 km de distância das CPS, demonstrando que o acúmulo de PTMs nesta região deve-se ao fator antrópico da produção de cimento e a toda a sua cadeia produtiva.

Tabela 8: Quociente de perigo por contaminação de PTM do solo para o local de amostragem, estimado pelas vias oral (HQ<sub>ing</sub>), respiratória (HQ<sub>inh</sub>) e de contato (HQ<sub>derm</sub>), incluindo Índice de perigo (HI) e indicação de potenciais riscos à saúde não cancerígenos.

Local de amostragem	PTM	HQ <sub>ing</sub>		HQ <sub>inh</sub>		HQ <sub>derm</sub>		HI		Risco Potencial *
		Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto	Criança	Adulto	
CPS 1	Cd	2.83E-10	1.32E-10	1.04E-16	3.87E-16	1.53E-12	7.27E-13	2.84E-10	1.32E-10	Não
	Pb	3.18E-07	1.48E-07	1.75E-11	6.52E-11	1.72E-09	8.22E-10	3.19E-07	1.49E-07	Não
	Co	1.82E-07	8.48E-08	1.07E-11	3.99E-11	5.62E-13	2.68E-13	1.82E-07	8.49E-08	Não
	Cu	1.75E-06	8.13E-07	1.93E-11	7.17E-11	9.43E-09	4.49E-09	1.76E-06	8.17E-07	Não
	Cr	4.01E-07	1.86E-07	2.95E-13	1.10E-12	2.06E-11	9.82E-12	4.01E-07	1.86E-07	Não
	Mn	6.90E-05	3.21E-05	1.02E-10	3.78E-10	1.16E-10	5.52E-11	6.90E-05	3.21E-05	Não
	Ni	3.84E-07	1.78E-07	3.81E-12	1.42E-11	2.13E-09	1.02E-09	3.86E-07	1.79E-07	Não

	Zn	2.99E-05	1.39E-05	2.20E-10	8.17E-10	1.61E-07	7.68E-08	3.00E-05	1.40E-05	Não
CPS 2	Cd	2.36E-10	1.10E-10	8.66E-17	3.22E-16	1.27E-12	6.06E-13	2.37E-10	1.10E-10	Não
	Pb	2.24E-07	1.04E-07	1.24E-11	4.60E-11	1.22E-09	5.80E-10	2.25E-07	1.05E-07	Não
	Co	8.75E-08	4.07E-08	5.15E-12	1.91E-11	2.70E-13	1.28E-13	8.75E-08	4.07E-08	Não
	Cu	1.33E-06	6.17E-07	1.46E-11	5.44E-11	7.16E-09	3.41E-09	1.33E-06	6.20E-07	Não
	Cr	2.78E-07	1.29E-07	2.04E-13	7.60E-13	1.43E-11	6.81E-12	2.78E-07	1.29E-07	Não
	Mn	4.46E-05	2.07E-05	6.55E-11	2.44E-10	7.48E-11	3.56E-11	4.46E-05	2.07E-05	Não
	Ni	2.94E-07	1.37E-07	2.92E-12	1.08E-11	1.63E-09	7.78E-10	2.95E-07	1.37E-07	Não
	Zn	1.87E-05	8.70E-06	1.38E-10	5.12E-10	1.01E-07	4.81E-08	1.88E-05	8.75E-06	Não
CPS 3	Cd	2.90E-04	1.35E-10	1.07E-16	3.97E-16	1.57E-12	7.46E-13	2.90E-04	1.36E-10	Não
	Pb	2.83E-02	1.61E-07	1.91E-11	7.12E-11	1.88E-09	8.98E-10	2.83E-02	1.62E-07	Não
	Co	2.79E-03	1.30E-07	1.64E-11	6.11E-11	8.61E-13	4.10E-13	2.79E-03	1.30E-07	Não
	Cu	1.28E-03	9.53E-07	2.26E-11	8.41E-11	1.11E-08	5.27E-09	1.28E-03	9.58E-07	Não
	Cr	5.58E-02	2.34E-07	3.69E-13	1.37E-12	2.59E-11	1.23E-11	5.58E-02	2.34E-07	Não
	Mn	5.03E-02	4.95E-05	1.56E-10	5.82E-10	1.79E-10	8.51E-11	5.03E-02	4.95E-05	Não
	Ni	1.12E-03	2.09E-07	4.46E-12	1.66E-11	2.50E-09	1.19E-09	1.12E-03	2.10E-07	Não
	Zn	4.24E-04	1.78E-05	2.81E-10	1.04E-09	2.06E-07	9.82E-08	4.25E-04	1.79E-05	Não
CA	Cd	4.83E-10	2.24E-10	1.77E-16	6.60E-16	2.60E-12	1.24E-12	4.85E-10	2.26E-10	Não
	Pb	4.50E-07	2.09E-07	2.48E-11	9.23E-11	2.44E-09	1.16E-09	4.52E-07	2.10E-07	Não
	Co	3.32E-07	1.54E-07	1.95E-11	7.26E-11	1.02E-12	4.87E-13	3.32E-07	1.54E-07	Não
	Cu	3.15E-06	1.47E-06	3.48E-11	1.29E-10	1.70E-08	8.11E-09	3.17E-06	1.47E-06	Não
	Cr	4.28E-07	1.99E-07	3.15E-13	1.17E-12	2.20E-11	1.05E-11	4.28E-07	1.99E-07	Não
	Mn	1.37E-04	6.35E-05	2.01E-10	7.47E-10	2.29E-10	1.09E-10	1.37E-04	6.35E-05	Não
	Ni	6.06E-07	2.82E-07	6.01E-12	2.24E-11	3.37E-09	1.60E-09	6.09E-07	2.83E-07	Não
	Zn	6.73E-05	3.13E-05	4.95E-10	1.84E-09	3.63E-07	1.73E-07	6.76E-05	3.15E-05	Não

\* HI > 1, indica um risco não cancerígeno para a saúde (Wang et al. 2020). Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

O Quociente de Perigo (HQ) pode ser expresso como a razão entre ADI (Valores de Ingestão Diários), calculada para cada PTM por sua dose de referência (RfD), que são valores fixos descritos por YADAV *et al.*, 2019, com base nas concentrações determinadas pela USEPA e outras legislações pelo mundo, descritas na Tabela 9 (LI *et al.*, 2014; ROSTAMI *et al.*, 2019).

Tabela 9: Doses de referência (RfD<sub>ing</sub>, RfD<sub>inh</sub> e RfD<sub>derm</sub>) e fator de inclinação (SF) de PTM usado neste estudo.

Metais	Índices de referência			
	RfD <sub>ing</sub>	RfD <sub>derm</sub>	RfD <sub>inh</sub>	SF
Cd	0,001	0,001	0,00001	7,05
Pb	0,0035	0,00352	0,00525	0,28
Co	0,01	5,7E-06	0,016	9,8
Cu	0,04	0,04	0,012	-

Cr	0,003	2,9E-05	0,00006	42
Mn	0,046	1,4E-05	0,00184	-
Ni	0,02	0,0206	0,0054	0,84
Zn	0,3	0,3	0,06	-

Fonte: Adaptado de YADAV *et al.*, 2019.

Se o valor de HQ obtido for inferior a 1, é improvável que as pessoas expostas desenvolvam impactos prejudiciais à saúde; porém, se for maior que 1, então pode haver preocupação sobre impactos não cancerígenos em potencial (NADDAFI *et al.*, 2019).

A análise da Tabela 8 permite aferir que os índices HQ<sub>ing</sub>, HQ<sub>inh</sub> e HQ<sub>derm</sub> apresentaram, para todos os PTMs, tanto para crianças e adultos, valores inferiores a 1, significando ser improvável impactos prejudiciais à saúde da população.

O índice HI, também chamado de perigo total, é calculado somando-se todos os índices anteriores para a respectiva população, ou seja, HQ<sub>ing</sub> (Criança) + HQ<sub>inh</sub> (Criança) + HQ<sub>derm</sub> (Criança) = HI (Criança) e HQ<sub>ing</sub> (Adulto) + HQ<sub>inh</sub> (Adulto) + HQ<sub>derm</sub> (Adulto) = HI (Adulto). Esta somatória também demonstrou que não existe riscos não carcinogênicos para a população, já que os valores também são inferiores a 1 para todos os PTMs.

### 5.2.1. Avaliações de riscos à saúde relacionados ao câncer

A Tabela 10 mostra que, nas áreas impactadas pelas CPS, há maiores riscos à saúde relacionados ao câncer, principalmente pelos PTMs, nesta ordem de concentração: Mn > Cr > Zn > Pb > Zn > Cu > Ni > Cd, sendo que as áreas impactadas pela CPS3 apresentaram maiores riscos à saúde quando comparadas às CPS 1 e 2.

Os riscos cancerígenos para humanos são estimados usando-se as doses médias diárias multiplicadas pelos respectivos fatores de inclinação (SF), (Tabela 09). Estes são o limite de probabilidade de um indivíduo desenvolver câncer como resultado de uma exposição ao longo da vida a um determinado agente por ingestão ou inalação (ZENG *et al.*, 2015). Quando o SF estiver na faixa  $< 1 \times 10^{-6}$ , o risco é insignificante; entre  $1 \times 10^{-6} < 1 \times 10^{-4}$ , risco aceitável ou tolerável; e quando for  $> 1 \times 10^{-4}$ , risco inaceitável (MAO *et al.*, 2019).

Observa-se que, em relação ao CR (Tabela 10), que é a dose diária máxima de um metal com rota de exposição específica que se acredita não causar um risco significativo de impactos adversos à saúde para pessoas sensíveis durante a vida (QING *et al.*, 2015), o grupo de crianças apresentou riscos carcinogênicos para os PTMs Cr e Co em todos os locais amostrados, com exceção de um ponto nas CPS 3 e 2. Já para o grupo de adultos, também foram detectados riscos carcinogênicos para o PTM Cr, sendo que os outros PTMs (Co, Pb, Ni e Cd) apresentaram riscos baixos ou inexistentes.

Tabela 10: Índices de riscos cancerígenos (CR) para o PTM Cd, Pb, Co, Cr e Ni, incluindo indicação de potenciais riscos cancerígenos para a saúde.

Local de Amostragem	PTM	$\Sigma$ CR			
		Criança	Risco Potencial	Adulto	Risco Potencial
CPS 1	Cd	2.00E-06	Baixo	9.33E-07	NS
	Pb	2.56E-05	Baixo	1.19E-05	Baixo
	Co	1.80E-04	Alto	8.36E-05	Baixo
	Cr	5.64E-03	Alto	2.62E-03	Alto
	Ni	1.62E-05	Baixo	7.54E-06	Baixo
CPS 2	Cd	1.67E-06	Baixo	7.77E-07	NS
	Pb	1.80E-05	Baixo	8.39E-06	Baixo
	Co	8.62E-05	Baixo	4.01E-05	Baixo
	Cr	3.91E-03	Alto	1.82E-03	Alto
	Ni	1.24E-05	Baixo	5.77E-06	Baixo
CPS 3	Cd	2.06E-06	Baixo	9.56E-07	NS
	Pb	2.79E-05	Baixo	1.30E-05	Baixo
	Co	2.75E-04	Alto	1.28E-04	Alto
	Cr	7.07E-03	Baixo	3.29E-03	Alto
	Ni	1.90E-05	Baixo	8.83E-06	Baixo
CA	Cd	3.42E-06	Baixo	1.59E-06	Baixo
	Pb	3.62E-05	Baixo	1.68E-05	Baixo
	Co	3.27E-04	Alto	1.52E-04	Alto
	Cr	6.03E-03	Alto	2.80E-03	Alto
	Ni	2.56E-05	Baixo	1.19E-05	Baixo

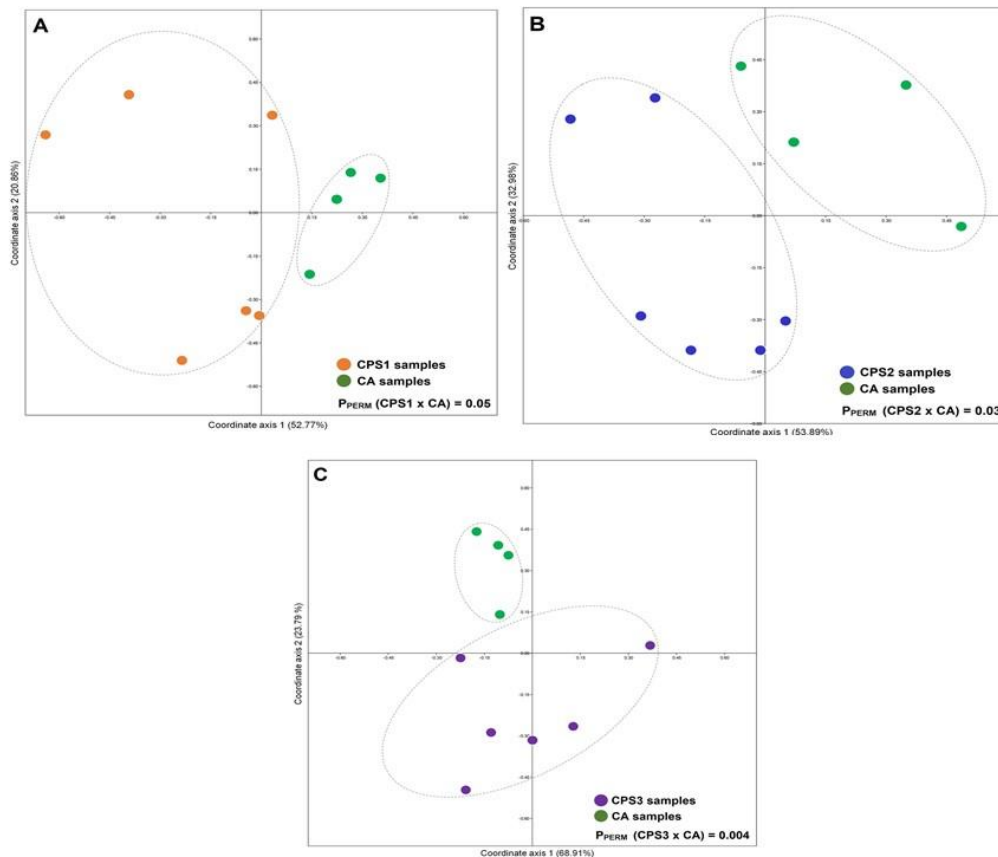
Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Para ambas as populações deste estudo, os PTMs Cr e Co exibiram valores classificados como riscos à saúde com doenças carcinogênicas. Já para os outros PTMs, o índice foi classificado como baixo.

### 5.2.2. Análise multivariada da concentração de PTMs nas amostras de solo

Os plots das Análises de Componentes Principais – PCA, referentes às análises comparativas de concentração de metais pesados entre os dois grupos de amostras de solo estudados, revelaram que a composição de metais pesados, nos dois grupos de amostras (CPS e CA), é significativamente diferente (Figura 4). Resultados similares foram encontrados para as comparações realizadas para cada uma das zonas do entorno das plantas cimenteiras individualmente. Os resultados das comparações por metal analisado revelaram que, para a maioria dos metais pesados sob análise, a concentração destes no solo do entorno das plantas de produção de cimento foi superior à sua concentração estimada para as áreas-controle.

Figura 4: PCA plots referentes à análise multivariada de concentração dos metais pesados determinada para as amostras de solo, discriminada para cada uma das CPS: CPS1 (A); CPS2 (B); e CPS3 (C). Valores de significância dos testes permutacionais.

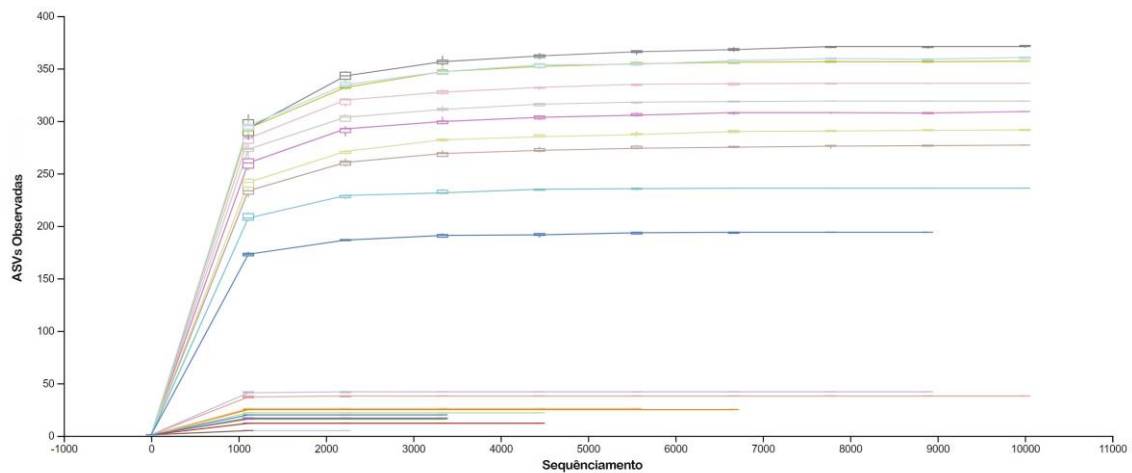


Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

### 5.2.3 Amplificação e sequenciamento DNA

O sequenciamento de alto rendimento das amostras de solo gerou um total de 203.899 leituras de sequenciamento da região-alvo, com uma frequência mediana de leituras por amostra de 10.094, recuperando um total de 2.301 diferentes ASVs, com uma média de 89 ASVs por amostra. De todas as 22 amostras sequenciadas, apenas uma, referente à CPS3, não atingiu o número mínimo de 5.000 leituras, sendo descartada das análises. O plot da curva de rarefação indicou a estabilização da curva para todas as demais amostras, evidenciando que a robustez do sequenciamento foi suficiente para a realização das inferências de diversidade das comunidades bacterianas acessadas (Figura 5).

Figura 5: Curva de rarefação das amostras acessadas.

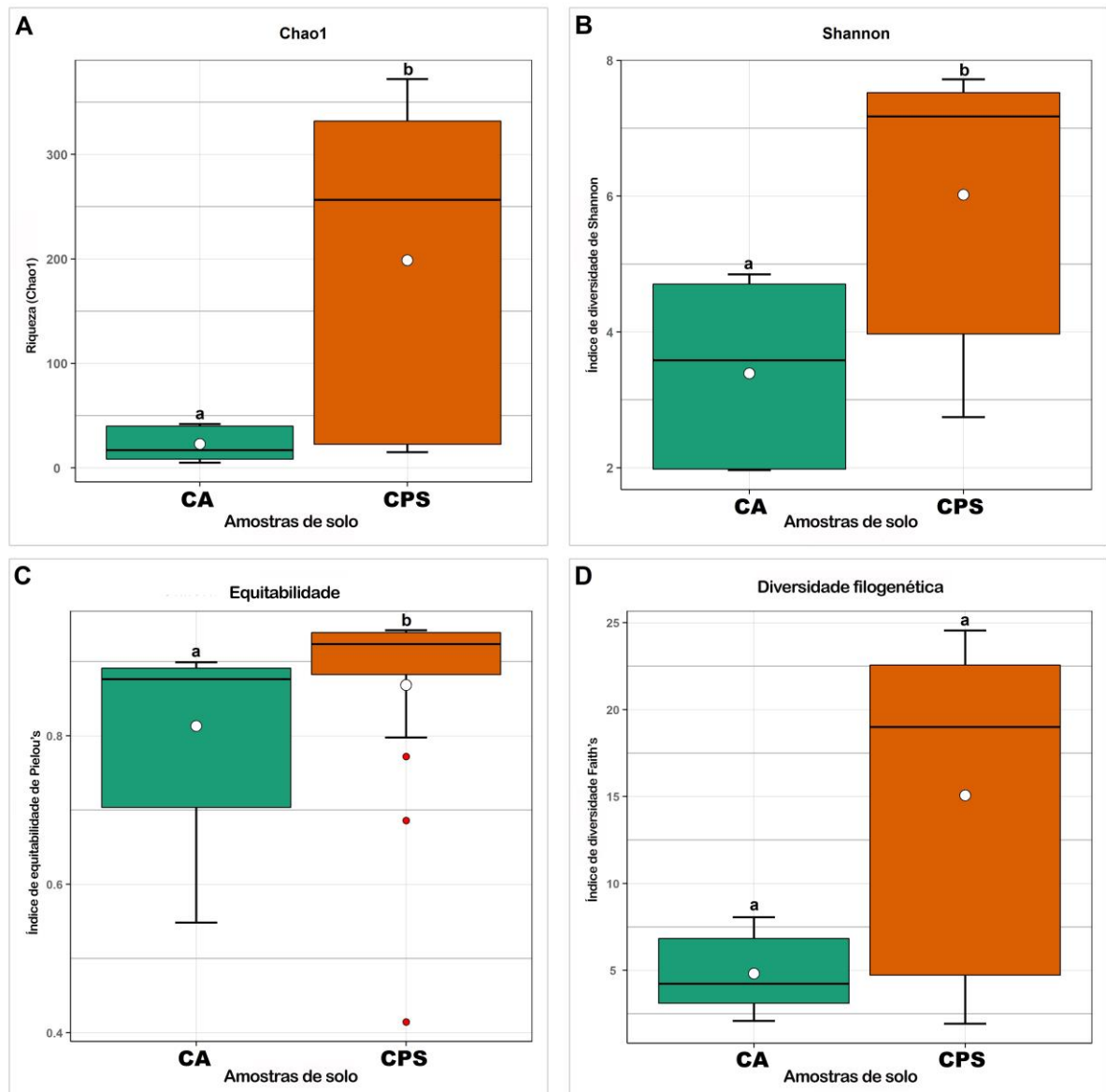


Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

#### 5.2.4 Análises da diversidade das comunidades bacterianas

As análises de  $\alpha$ -diversidade das amostras de solo revelaram que tanto a Riqueza (Chao1) quanto a Diversidade (Shannon) nas comunidades bacterianas das áreas do entorno das plantas cimenteiras foram superiores às encontradas nas áreas-controle (Figura 6). O índice de equitabilidade também foi superior para as amostras de solo das CPS. Por outro lado, não foi verificada diferença significativa entre os dois grupos amostrais (CPS e CA) para índice de diversidade filogenética utilizado (Faith's PD index). Além disso, não foram percebidas correlações significativas entre os índices de  $\alpha$ -diversidade utilizados em nenhum dos PTMs individualmente, e também não se verificaram diferenças nos índices de diversidade nas amostras das três CPS.

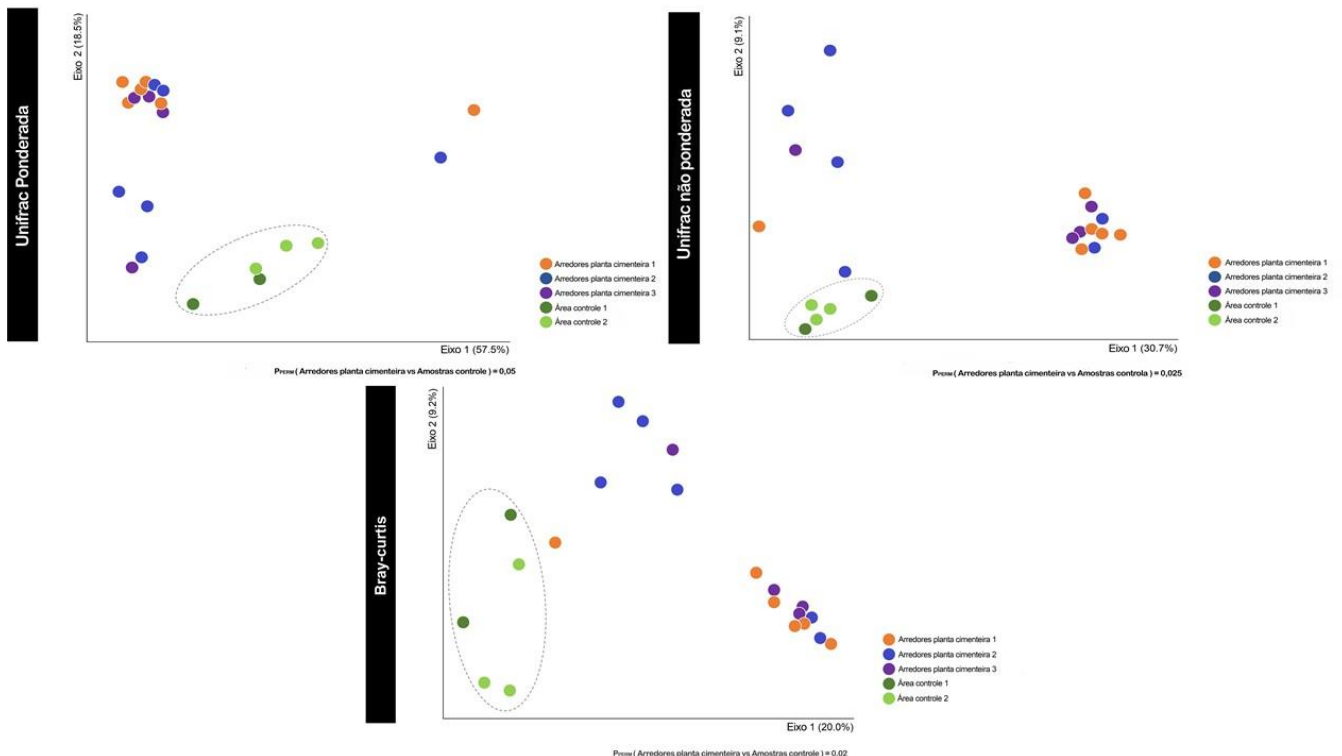
Figura 6: Boxplots referentes aos parâmetros de alfa-diversidade estimados para os dois grupos de amostras (CPS e CA). Diferenças entre os grupos de amostras reveladas pelo teste de Wilcoxon foram indicadas por “a” e “b” acima dos boxes.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

As análises comparativas de diversidade referentes às comunidades bacterianas do solo, acessadas neste estudo, revelaram que as comunidades das áreas do entorno das plantas cimenteiras (CPS) apresentaram uma maior riqueza, diversidade de grupos bacterianos (Shannon index) e equitabilidade do que as comunidades das áreas-controle (CA).

Figura 7: PCoA plots dos padrões de dissimilaridade entre as comunidades bacterianas do solo (as cores representam os locais de amostragem). Cada PCoA plot representa uma das três métricas utilizadas.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

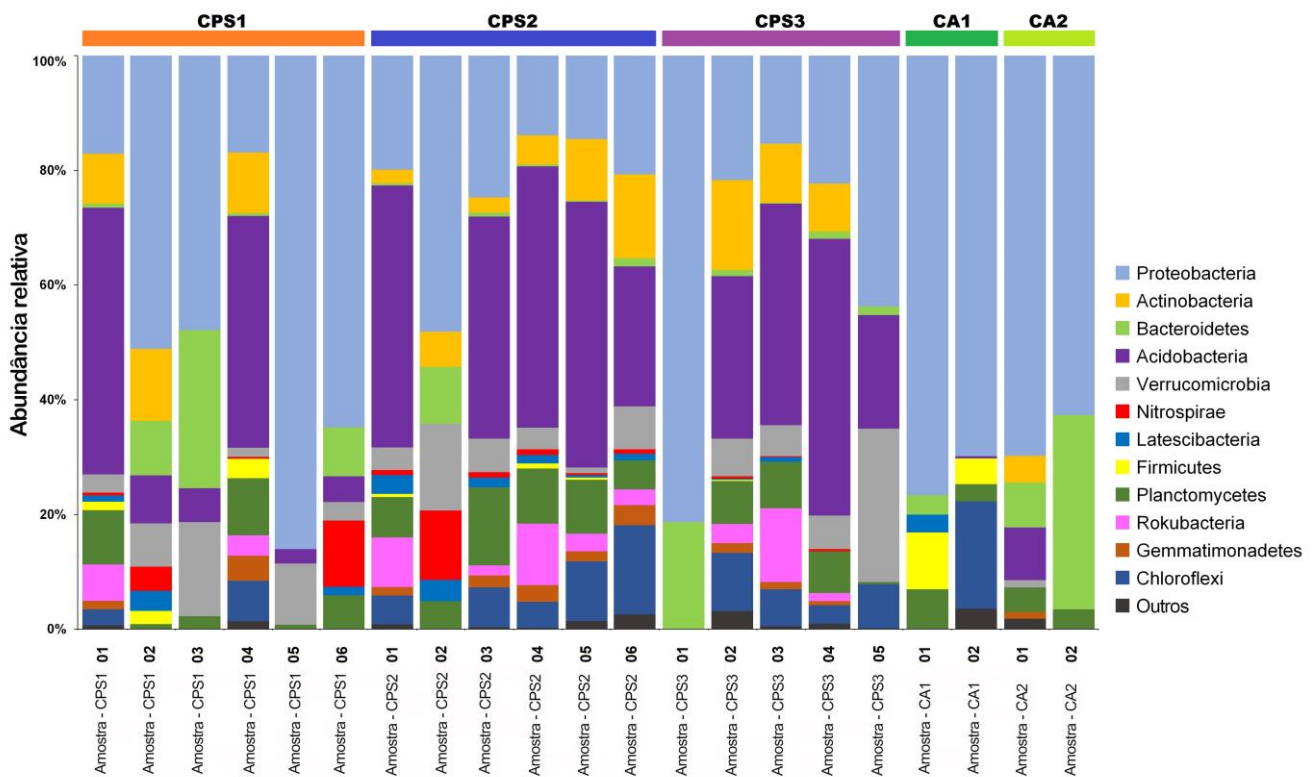
A métrica UniFrac Ponderada avalia a distância entre comunidades biológicas utilizando informações filogenéticas entre os membros para calcular as medidas de dissimilaridade. A distância métrica UniFrac Não Ponderada é uma medida qualitativa de  $\beta$ -diversidade que avalia ausência e presença de sequências. Já o índice Bray-Curtis pode ser expresso como uma proporção de similaridade ou dissimilaridade na abundância das espécies.

Todas as três métricas utilizadas nos cálculos das matrizes de similaridade entre as comunidades bacterianas presentes nas amostras de solo (beta-diversidade) apresentaram o mesmo padrão, no qual as comunidades bacterianas do solo, caracterizadas para as CPS e CA, são significativamente dissimilares (Figura 7). A métrica UniFrac Weighted foi, dentre as três, a que melhor explicou o conjunto de dados, por meio do gráfico de PCoA, com 76% da variação explicados pelos dois primeiros eixos (39,8% e 29,2% para UniFrac Unweighted e Bray-curtis, respectivamente). As análises permutacionais de PERMANOVA, calculadas a partir da matriz gerada pela métrica UniFrac Weighted, revelaram que não havia dissimilaridade entre as comunidades bacterianas do solo das três CPS ( $P_{\text{PERM CPS1 vs. CPS2}} = 0.460$ ;  $P_{\text{PERM CPS1 vs. CPS3}} = 0.605$ ;  $P_{\text{PERM CPS2 vs. CPS3}} = 0.570$ ) (Figura 7).

Considerando-se a composição das comunidades bacterianas identificadas para os dois grupos analisados (beta-diversidade), foi verificado que as composições das comunidades encontradas nas três CPS eram similares entre si, porém significativamente diferentes das comunidades acessadas nas áreas-controle, que constituem áreas de produção agrícola.

A Figura 8 mostra a abundância relativa dos filos bacterianos encontrados com frequência superior a 3% nas amostras de solo acessadas, nas quais foram identificados 13 filos. O filo *Proteobacteria* foi detectado em todas as amostras, constituindo, na maioria delas, o mais abundante. Além disso, verificamos uma dominância maior de *Proteobacteria* nas amostras CA em relação às de CPS, que apresentaram outros filos com alta frequência relativa. Os filos que revelaram maior abundância relativa nas comunidades de solo de CPS foram *Actinobacteria*, *Acidobacteria*, *Nitrospira* e *Rokubacteria*. Os filos *Bacterioidetes*, *Verrucomicrobia* e *Chloroflexi* também apresentaram alta frequência relativa em algumas amostras tanto de CPS quanto de CA.

Figura 8: Abundância relativa dos filos dominantes (frequência relativa > 3%) em cada uma das amostras de solo acessadas.

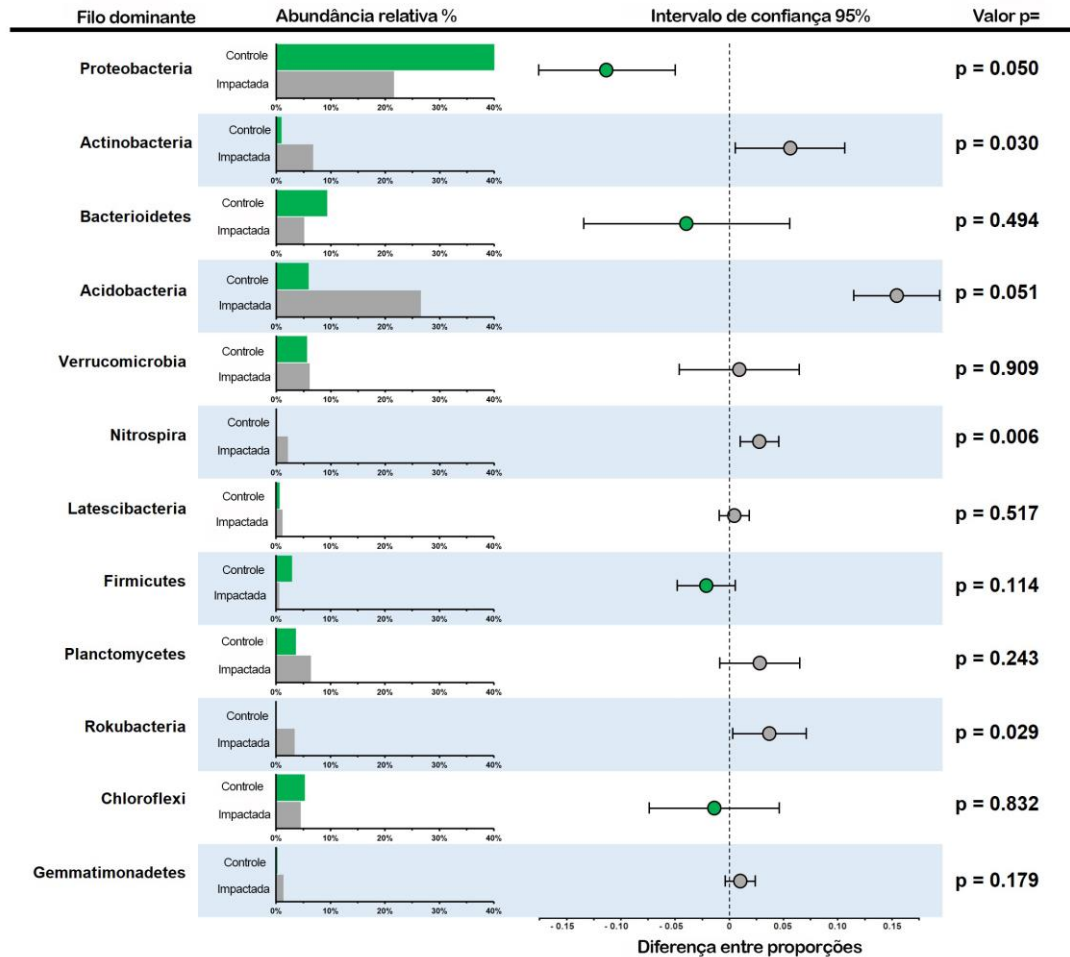


Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

A Figura 9 é um complemento da Figura 8, que demonstra as diferenças entre as comunidades bacterianas presentes nas amostras de solo entre as áreas controle e impactada, sendo que a linha pontilhada é o nível de significância do teste de 95%. Nota-se que, no filo *Proteobacteria*, existe diferença significativa entre as áreas controle e impactada, sendo este filo mais abundante nas áreas-controle, aproximadamente 2 vezes maior que na área impactada, com valor de  $p = 0,05$ .

*Actinobacterias* também demonstraram diferença significativa entre as áreas controle e impactada, porém com maior abundância nas áreas impactadas, aproximadamente 7 vezes mais, com valor de  $p = 0,030$ , o que sugere que este filo interage melhor em áreas com maior concentração de metais pesados. O mesmo acontece com o filo *Acidobacteria*, cuja abundância nas áreas impactadas está aproximadamente 20 vezes maior que na área-controle, sugerindo, também, maior interação deste filo em áreas com maior concentração de metais pesados, com valor de  $p = 0,051$ . *Nitrospira* e *Rokubacteria* com valores de  $p = 0,006$  e  $0,029$ , respectivamente, também exibiram o mesmo comportamento.

Figura 9: Análise comparativa (Teste Exato de Fisher) da abundância relativa dos filos dominantes nas comunidades bacterianas do solo nos dois tipos de ambientes estudados: controle (CA) e impactado pelos metais pesados (CPS).



Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Analisando agora os grupos bacterianos dominantes em nível de família, a Figura 10 representa um mapa de calor, que considera as famílias mais representativas e suas abundâncias, no qual é possível observar três padrões de distribuição destas famílias dominantes em relação ao tipo de ambiente amostrado neste estudo. No padrão A, estão agrupadas as famílias encontradas nas áreas sob impacto das plantas cimenteiras (CPS), incluindo as famílias *Nitrospiraceae*, *Dongiaceae*, *Solirubrobacteriaceae* e *Saccharibacillaceae*. O padrão B incluem as famílias acessadas preferencialmente em áreas controle (CA), em que identificamos as famílias *Archangiaceae*, *Micrococcaceae* e *Ktenodobacteriaceae*. Por fim, no padrão C, encontramos famílias de distribuição ubíqua, incluindo *Sphingomonadaceae*, *Chitinophagaceae*, *Xanthobacteriaceae* e *Steroidobacteriaceae*.

Neste estudo, também se verificou uma alta frequência de *reads* relacionada a sequências depositadas no banco de dados de referência SILVA como representantes de arqueias pertencentes à família *Nitrososphaeraceae* (Figura 10). Foram encontradas três ASVs referentes a esta família, sendo que uma delas foi encontrada na maioria das amostras (CPS e CA), e outras em alta abundância.

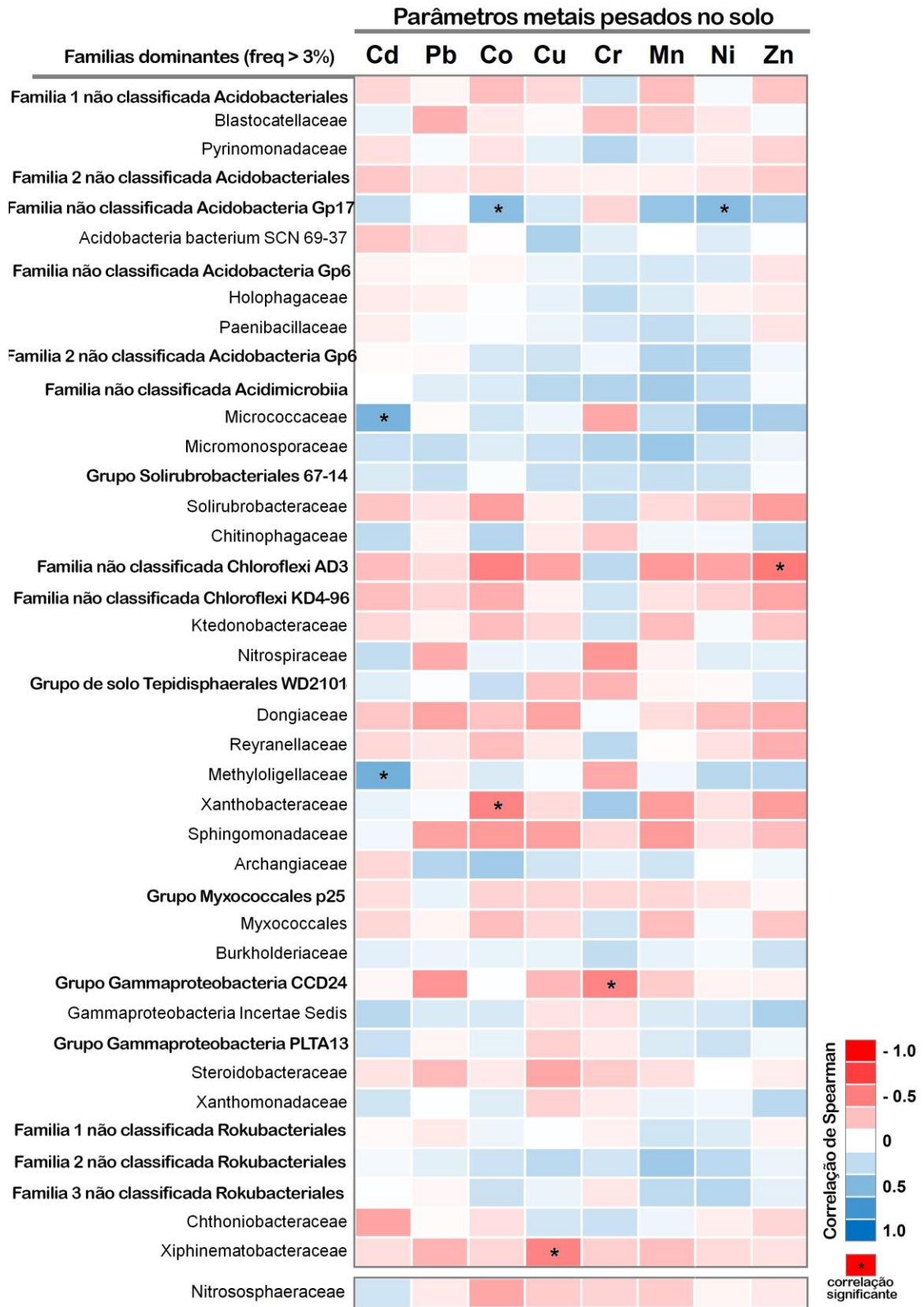
Figura 10: Mapa de calor representando a abundância relativa das famílias bacterianas dominantes (frequência relativa >1%) por amostra de solo.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

As análises de correlação entre a abundância das famílias dominantes e a concentração dos metais pesados revelaram que a abundância de apenas algumas famílias apresentava associação com a concentração de algum metal pesado analisado (Figura 11). A abundância de ASVs relacionada às famílias *Micrococcaceae* e *Methyloligellaceae* exibiu correlação positiva com Cd, da mesma forma que membros de uma família não classificada da ordem *Acidobacteriales* (*Acidobacteria* Gp17) apresentaram correlação positiva com Co e Ni, e representantes da família *Xanthobacteriaceae* evidenciaram correlação negativa com este último PTM. Já representantes da família *Xiphinematobacteraceae* apresentaram correlação negativa com Cu.

Figura 11: Correlação de Spearman entre a abundância das famílias dominantes e a concentração de metais pesados.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

As análises comparativas das funções metabólicas previstas para cada uma das comunidades bacterianas do solo amostradas revelaram que, em nível global (e.g. considerando todas as funções metabólicas indistintamente), existe uma diferença significativa na composição de KOs entre as comunidades acessadas no solo das CPS e CA (Tabela 11). Já quando as KOs foram estruturadas pelo nível hierárquico secundário de KEGG, verificamos que as categorias *Metabolismos de carboidratos*, *Ciclo celular*, *Metabolismo de glicano*, *Metabolismo lipídico*, *Biossíntese de metabólitos secundários*, *Sinal de transdução*, *Metabolismo de Terpenoide* e *Degradação de xenobióticos* exibiram valor significativo (Tabela 11).

Tabela 11: Testes de dissimilaridade de Bray-curtis (PPERM) entre amostras de solo CPS e CA para categorias previstas da via KEGG.

Vias Metabólicas KEGG (KOs)	$P_{\text{PERM}}$ p-valor (CPS vs. CA)
<b>GLOBAL:</b>	<b>0.013</b>
POR NÍVEL DE KEGG 2:	
Metabolismo de aminoácidos	0.108
<b>Metabolismo de carboidratos</b>	<b>0.041</b>
Metabolismo de cofatores e vitaminas	0.307
Ciclo celular	0.301
<b>Ciclo de célula</b>	<b>0.004</b>
Resistência a droga	0.342
Metabolismo de energia	0.335
Seleção dobrável e degradação	0.21
<b>Metabolismo de glicano</b>	<b>0.007</b>
<b>Metabolismo lipídico</b>	<b>0.032</b>
Transporte de membrana	0.261
Motilidade celular	0.446
Metabolismo de nucleotídeos	0.181
Replicação e reparo	0.127
<b>Biossíntese de metabólitos secundários</b>	<b>0.039</b>
<b>Transdução de sinal</b>	<b>0.009</b>
<b>Metabolismo terpenoide</b>	<b>0.017</b>
Transcrição	0.065
<b>Degradação de xenobióticos</b>	<b>0.020</b>

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

## 6. DISCUSSÃO

### 6.1. Contaminação por PTMs e análises de riscos à saúde

Vários estudos relatando eventos de contaminação por enriquecimento do solo por PTM em território brasileiro foram publicados recentemente: BRITO *et al.* (2020) também aferiram a concentração de PTM em solos de áreas sob exploração agrícola e vegetação natural de Cerrado, mas na Região Nordeste; DA SILVA *et al.* (2016) verificaram e diferenciaram as fontes de emissão de PTMs em solos utilizados para o cultivo de cana-de-açúcar na Região Nordeste; SMIDT *et al.* (2011) identificaram fontes potenciais de poluição por PTMs em solos altamente influenciados por uma fábrica de fertilizantes de fósforo. No entanto, este é o primeiro estudo realizado no Brasil com foco na estimativa de contaminação potencial do solo por PTM causada pela operação de fábricas de cimento e seus potenciais riscos à saúde da população humana local. Alguns estudos já foram publicados relacionando eventos de contaminação do solo por PTM e a atividade antrópica de produção de cimento em algumas regiões do mundo, relatando eventos de contaminação do solo por PTM mais severos do que os observados neste trabalho (Tabela 3), provavelmente devido ao fato de que foram realizados em países cujas leis sobre as emissões de gases, bem como a contaminação do solo por PTMs, são menos restritivas que no Brasil (EL-SHERBINY *et al.*, 2019; KOLO *et al.*, 2018, OGUNKUNLE E FATOBA, 2014, MANDAL E VOUTCHKOV, 2011; AL-KHASHMAN E SHAWABKEH, 2006). Por outro lado, ao se considerar estudos sobre eventos de contaminação de PTMs em geral, a China é o país onde a maioria deles tem sido relatada, indicando que os solos de áreas de intensa atividade urbana e industrial estão gravemente contaminados por PTMs, ocasionando riscos alarmantes para o meio ambiente e a saúde das populações locais (HAN *et al.*, 2021; MA *et al.*, 2020; HAN *et al.*, 2020; JIN *et al.*, 2019; YADAV *et al.*, 2019).

Neste estudo, pressupôs-se que a concentração de PTM em torno das fábricas de cimento seria maior que nas áreas de controle, o que foi comprovado pelos resultados obtidos, mesmo em níveis moderados, quando comparados com os de pesquisas semelhantes (EL-SHERBINY *et al.*, 2019; KOLO *et al.*, 2018, OGUNKUNLE E FATOBA, 2014, MANDAL E VOUTCHKOV, 2011; AL-KHASHMAN E SHAWABKEH, 2006) e também com os limites de concentração de PTM recomendados por local (COPAM No. 16/11, MINAS GERAIS, 2011) e nacional (CONAMA nº 420/09, BRASIL, 2009), leis regulatórias e recomendações da OMS (OMS, 2013). Por outro lado, quando acessamos o status de contaminação de PTM, não apenas por sua concentração, mas pela aplicação de índices de contaminação (Igeo) e

enriquecimento (EF), esses parâmetros podem indicar que alguma contaminação de PTM se apresentou acima do "status desprezível", atribuindo preocupações ambientais com a contaminação do solo no entorno das fábricas de cimento que estão operando na área de estudo. Assim, considera-se que os resultados constituem fortes evidências da necessidade de incorporação dos índices de contaminação e enriquecimento (Igeo e EF) não apenas em instrumentos de avaliação de risco à contaminação ambiental por órgãos ambientais locais, mas também como ferramenta para Programas de Monitoramento de Poluição PTM a ser incorporada aos Sistemas de Gestão Ambiental das indústrias cimenteiras.

Os PTMs podem ser introduzidos no ambiente do solo por rotas naturais, como atividades vulcânicas e intemperismo de rochas, ou por distúrbios antrópicos (ANTONIADIS *et al.*, 2019, WEISSMANNOVÁ E PAVLOVSKÝ, 2017). A entrada de PTMs no ecossistema, através da cadeia alimentar, pode colapsar o ecossistema, uma vez que afetam a biodegradabilidade dos poluentes orgânicos e aumentam seus efeitos tóxicos; alteram as propriedades do solo, como pH e porosidade; e podem perturbar a estrutura taxonômica e funcional das comunidades biológicas que mantêm parte dos serviços ecossistêmicos fornecidos pelo solo (OKEREAFOR *et al.*, 2020, ABDU *et al.*, 2017, GILLER *et al.*, 2009). Além de interferirem no ecossistema, os PTMs também influenciam diretamente a saúde das pessoas, causando inibição de atividades enzimáticas, alterando a síntese proteica, funções de ácido nucleico e mudanças na permeabilidade da membrana, causando peroxidação lipídica, desidratação de proteínas sulfidrilas, entre outros efeitos (FU E XI, 2020; BRIFFA *et al.*, 2020).

Nos resultados do Igeo, encontrou-se contaminação moderada a extrema do solo por Cobalto, uma vez que as concentrações observadas desse metal foram maiores que os valores de referência definidos para rochas carbonáticas sedimentares que formam o contexto geológico da área de estudo (TUREKIAN E WEDEPOHL, 1961). A ocorrência natural de cobalto é altamente concentrada em rochas máficas e também em folhelhos negros, comumente formando minerais com S, As e Se, como cobaltita, smaltita, linneita e arsenosulfeto. Em solos, altos níveis de Co foram encontrados naqueles argilosos (Cambissolos) e orgânicos (Neossolos) (KABATA-PENDIAS, 2010). Eventos de contaminação do solo por cobalto têm sido associados à atividade de mineração e fundição, uso de fertilizantes e espalhamento de lodo de esgoto (HAMILTON, 2000), e este estudo representa o primeiro registro de contaminação do solo por cobalto em pesquisas focadas em solos do entorno de fábricas de cimento. Embora o cobalto seja considerado um micronutriente da planta (componente de várias enzimas e coenzimas), demonstrou afetar o crescimento e o metabolismo das plantas, dependendo da sua

concentração e do seu estado na rizosfera e no solo (PALIT *et al.*, 1994). Além dos efeitos nocivos nas plantas, os eventos de contaminação do solo por cobalto também estão associados a distúrbios na microbiota do solo (SHAHEEN *et al.*, 2016, ZABOROWSKA *et al.*, 2016, GÁL *et al.*, 2008). A contaminação por cobalto interfere diretamente na saúde humana, afetando a pele e ocasionando problemas respiratórios (LEYSSSENS *et al.*, 2017). Observou-se que este metal tem alta afinidade com o grupo sulfidríla, causando inibição de enzimas cruciais (SIMONSEN *et al.*, 2012). Além disso, também tem sido relacionado a efeitos carcinogênicos, possivelmente ligados à evidência de que o cobalto interfere no processo de reparo do DNA e pode causar indução direta de DNA-proteína de reticulação e danos na cromátide irmã do DNA, bem como evidências de formação de radicais livres mediada por esse elemento (VALKO *et al.*, 2005). Aqui, também verificou-se baixos níveis de contaminação do solo por Chumbo, Cobre e Cromo em amostras de solo do entorno da fábrica de cimento. Pequenas partículas de chumbo inorgânico podem ser absorvidas pelo trato respiratório e gastrointestinal, sendo que a exposição crônica ao chumbo contribui para alterações nos sistemas hormonais e neuronais, toxicidade nas células renais, afetando, também, o sistema hematopoiético (BRIFFA *et al.*, 2020). O cromo, que não é absorvido pelos pulmões, pode então entrar no trato gastrointestinal, sendo absorvido principalmente no jejuno. O mecanismo de toxicidade e carcinogenicidade do cromo é um processo complexo, incluindo maior potencial redox, produção de radicais livres e lesões de DNA (DAYAN E PAINE, 2001). A ingestão oral de cobre pode causar doença hepática e renal, incluindo doença de Wilson, relacionada ao acúmulo de cobre nos órgãos, em vez de ser excretado pela bile (HARRIS E GITLIN, 1996). Além dos efeitos nocivos desses PTMs na saúde humana, há fortes evidências de que eventos de contaminação do solo por esses três PTMs estão relacionados a distúrbios do ecossistema do solo ligados à deterioração da qualidade deste (GONG *et al.*, 2021, SONG *et al.*, 2021, TANG *et al.*, 2019, LIN *et al.*, 2019, FAJARDO *et al.*, 2019, GILLER *et al.*, 1998, KANDELER *et al.*, 1996).

As estimativas de Riscos Carcinogênicos (CR) mostraram riscos significativos para crianças referentes à contaminação do solo por Cromo e Cobalto em todos os locais amostrados, com exceção de dois pontos de amostragem na CPS2 e CPS3. Considerando-se a CR estimada para adultos, também foram detectados riscos para o Cromo, sendo que os demais PTMs (Co, Pb, Ni e Cd) apresentaram riscos baixos ou não significativos (QING *et al.*, 2015). Resultados semelhantes também foram observados em estudos anteriores realizados na China por WAN *et al.* (2016) e MAO *et al.* (2019). Já outras pesquisas associaram riscos carcinogênicos significativos relacionados à contaminação do solo por Cd, Ni e Zn (MOHAMMADI *et al.*,

2020, KARIMI *et al.*, 2020, YADAV *et al.*, 2019). Os resultados levantam a necessidade de monitoramento constante dos níveis de PTMs no solo do entorno da fábrica de cimento, usando-se os índices NCR (Riscos não carcinogênicos) e CR de risco à saúde, para as populações humanas locais. Esses índices mostraram-se mais sensíveis às métricas convencionais recomendadas pelas legislações ambientais locais e nacionais (CONAMA, 420/09, COPAM, 166/11). Assim, considera-se que os resultados constituem fortes evidências da necessidade de se incorporar os índices de contaminação e enriquecimento (Igeo e EF), bem como Avaliações de Risco à Saúde (instrumentos NCR e CR) não apenas em instrumentos de avaliação de risco à contaminação ambiental por órgãos ambientais locais, mas também como ferramenta para programas de monitoramento de poluição da PTM a serem incorporados aos Sistemas de Gestão Ambiental das indústrias cimenteiras.

### 6.2. Comunidades bacterianas acessadas em solos contaminados por PTMs

Por meio da aplicação da técnica de metabarcoding, avaliou-se o efeito de leves contaminações do solo por metais pesados em comunidades procarióticas em áreas do entorno de plantas cimenteiras, utilizando as abordagens de “structural community metrics” ( $\alpha$ - e  $\beta$ -diversity metrics) e “functional community metrics” (PICRUSt2 approach). As análises comparativas de diversidade referentes às comunidades bacterianas do solo acessadas neste estudo revelaram que as comunidades das áreas do entorno das plantas cimenteiras (CPS) apresentaram maior riqueza, diversidade de grupos bacterianos (Shannon index) e equitabilidade do que as das áreas-controle (CA). Evidências geradas por estudos prévios têm mostrado que não há uma tendência geral que nos indique que a diversidade bacteriana das comunidades do solo responde positiva ou negativamente à contaminação deste por metais pesados, com resultados similares aos encontrados aqui (MOHAMED & ADBELMAJID 2017; HONG *et al.*, 2015; LAZZARO *et al.*, 2008; ELLIS *et al.*, 2001), havendo, também, pesquisas com resultados contrários (PAN *et al.*, 2020; ZENG *et al.*, 2020; LIN *et al.*, 2019; FAJARDO *et al.*, 2019; HEMMAT-JOU *et al.*, 2018). Estes resultados reforçam a visão recente de que as variações nos índices de alfa-diversidade, sozinhas, são insuficientes como um indicador de perturbação ambiental, e que a ideia de que “quanto mais diversidade, melhor” não é necessariamente uma regra (CHASE *et al.*, 2019; SHADE, 2017). Por outro lado, quando consideramos a diversidade filogenética, que reflete a diversidade de ramos evolutivos distintos presentes em cada comunidade, não verificamos diferenças significativas entre a área das CPS e as áreas-controle. Embora intuitivamente podemos assumir que níveis superiores de diversidade filogenética poderiam abrigar ecossistemas mais funcionalmente diversos e com

maior resiliência, em comunidades procarióticas, nem todas as características funcionais têm, necessariamente, um sinal filogenético, dada a capacidade de mobilidade genômica exibida por estes organismos (SCHLOTTER *et al.*, 2018; SRIVASTAVA *et al.*, 2012). Assim, mesmo que não encontrando diferenças significativas entre as comunidades de CPS e CA, isto não é uma evidência clara de que as comunidades não foram impactadas funcionalmente pelo efeito decorrente da deposição dos metais pesados no solo do entorno das plantas cimenteiras.

Considerando-se a composição das comunidades bacterianas identificadas para os dois grupos analisados (beta-diversidade), verificamos que a composição das comunidades encontradas nas três CPS era similar entre si, porém significativamente diferente das comunidades acessadas nas áreas-controle, que constituem áreas de produção agrícola. Estudos prévios que caracterizaram comunidades bacterianas do solo de áreas de produção agrícola mostraram que comunidades procarióticas, neste tipo de ambiente, são naturalmente diversas, e sua estrutura é diretamente afetada por vários fatores condicionantes, incluindo pH, MOC, water content (WANG *et al.*, 2020; LIU *et al.*, 2019; DELGADO-BAQUERIZO *et al.*, 2018). Entretanto, diversas evidências já revelaram que, quando o solo de ambientes manejados para produção agrícola é impactado por contaminação por metais pesados a longo prazo, estes fatores se tornam os principais determinantes da composição taxonômica das comunidades procarióticas do solo, uma vez que as mudanças nas condições químicas do solo alteram os regimes seletivos sobre os grupos bacterianos presentes, podendo levar a alterações significativas na diversidade e estrutura das comunidades (GONG *et al.*, 2021; ZHAO *et al.*, 2019; ABDU *et al.* 2017; GILLER *et al.*, 2009). Diferentemente da maioria dos estudos recentes que abordaram o efeito da contaminação por metais pesados na composição das comunidades, nos quais se observaram altas concentrações de metais pesados, neste, o foco foram os efeitos de moderada contaminação por metais pesados causada por ação antropogênica (produção de cimento), revelando que a composição das comunidades bacterianas do solo é sensível à presença de metais pesados, mesmo sob leves concentrações (LI *et al.*, 2021; PAN *et al.*, 2020; ZENG *et al.*, 2020; LIN *et al.*, 2019; JIANG *et al.*, 2019). Embora os achados tenham sido oriundos de um experimento de campo, SONG *et al.* (2021) também encontraram resultados similares, só que conduzindo experimentos sob condições laboratoriais. Todas estas evidências, somadas aos nossos achados, reforçam a potencialidade da utilização de variações nas métricas de beta-diversidade como parâmetro de análise em abordagens de “structural community metrics”, com o objetivo de verificar o efeito de atividades antrópicas na qualidade dos ecossistemas do solo, tanto em eventos de alta quanto de moderada contaminação por metais pesados.

No presente estudo, o filo *Proteobacteria* foi encontrado ubiquamente, com uma abundância significativamente menor nas amostras sob impacto das plantas cimenteiras. Esta tendência de maior abundância de proteobactérias em áreas sob menor efeito dos metais pesados também foi verificada em outras pesquisas cuja concentração de metais era superior às verificadas em nosso estudo (LI *et al.*, 2021; FAJARDO *et al.*, 2019; SUN *et al.*, 2018; XU *et al.*, 2016). Por outro lado, os filios *Actinobacteria*, *Nitrospira* e *Rokubacteria* foram identificados em maior abundância em amostras de solo das CPS, sendo que os dois primeiros também foram reportados como filios dominantes em áreas contaminadas por metais em estudos prévios recentes, indicando possuírem membros com adaptações metabólicas adequadas para sobreviver neste tipo de ambiente (LI *et al.*, 2021, GONG *et al.*, 2021; ZENG *et al.*, 2020; PAN *et al.*, 2020; HEMMAT-JOU *et al.*, 2018). Vários autores relacionam a alta abundância de *Actinobacteria* em áreas contaminadas por metais pesados ao fato de este filo apresentar vários representantes com robusta resistência a estresse, incluindo membros capazes de atuar como biorremediadores (ALVAREZ *et al.*, 2017; BARKA *et al.*, 2016; MANGOLD *et al.*, 2012; ELANGO VAN *et al.*, 2010). Neste estudo, o filo *Nitrospira* estava representado por ASVs atribuídas à família *Nitrospiraceae*, que possui membros que desempenham importantes funções ecossistêmicas, relevantes em solo impactados por atividades antrópicas, como oxidação de nitrito (ciclo do nitrogênio), oxidantes de ferro na biolixiviação de minérios metálicos e degradação de compostos orgânicos (DAIMS 2014). O fato de se ter registrado uma distribuição preferencial de alguns filios com padrões similares aos de outros estudos que abordaram o efeito de altas concentrações de metais pesados no solo indica que situações de leve contaminação do solo por metais pesados já seriam capazes de favorecer a colonização destes ambientes por alguns filios, assim como limitar o crescimento de outros. Aqui, identificou-se apenas um grupo de *Archaea* com frequência acima de 1%, representado por uma única ASV atribuída à família *Nitrososphaeraceae* (Filo *Thaumarchaeota*). SPANG *et al.* (2012) constataram que membros desta família possuem genes de resistência a metais e são encontrados em alta abundância em habitats poluídos por metais. Evidências da alta prevalência desta família de arqueias em ambientes sob contaminação por metais pesados foram identificadas em apenas alguns estudos, também com o uso de métodos moleculares independentes de cultivo (DIQUATTRO *et al.*, 2020; HEMMAT-JOU *et al.*, 2018; TOUCEDA-GONZALEZ *et al.*, 2015).

Embora este estudo não tenha sido desenhado com o objetivo de identificar organismos marcadores de impacto antrópico ou qualidade dos ecossistemas do solo (“taxonomic-based strategy”), os resultados revelaram que contaminações moderadas por

metais pesados já seriam capazes de estruturar a composição das comunidades de microrganismos do solo, ao ponto de algumas famílias de bactérias, detectadas a partir das ASVs acessadas, apresentarem distribuição restrita a ambientes contaminados pelos metais pesados (CPS) ou não (CA). Logo considera-se que a utilização de técnicas moleculares que permitam uma identificação taxonômica mais refinada dos grupos procarióticos presentes, como a abordagem de *shotgun metagenomics*, associada a uma amostragem mais robusta, pode ser empregada para identificar a taxa de procarióticos adequados para serem utilizados em abordagens do tipo “*taxonomic-based*” (DURAZZI *et al.*, 2021; KHACHATRYAN *et al.*, 2020; LANZÉN *et al.*, 2017; QUINCE *et al.*, 2017).

Neste trabalho, utilizou-se, associadamente, as abordagens “*structural community metrics*” e “*functional community metrics*”, partindo da premissa de que perfis taxonômicos e funcionais podem responder diferentemente sob perturbações ambientais (CHEAIB *et al.*, 2018). Além disso, optou-se por utilizar como parâmetros de análise da diversidade e estrutura funcional os perfis “*funções metabólicas preditas por PICRUSt2*”, que, apesar de não serem considerados uma evidência tão direta sobre os perfis funcionais quanto as análises de metagenômica ou metatranscriptômica, têm a vantagem de serem mais cost-effective (CORDIER *et al.*, 2020; CRISTECU *et al.*, 2018; LANGILLE *et al.*, 2013). As análises comparativas de funções moleculares preditas por PICRUSt2 (KOs preditas), para as comunidades de CPS e CA, revelaram, de maneira geral, que os perfis de funções moleculares (KOs) preditas para as comunidades procarióticas do solo do entorno das plantas cimenteiras são diferentes dos perfis encontrados para as comunidades das áreas-controle. Este resultado indica que, mesmo que as comunidades procarióticas do solo das áreas impactadas (CPS) tenham apresentado uma diversidade taxonômica superior, esta não foi suficiente para gerar equivalentes ecológicos para manter uma redundância funcional capaz de manter a estrutura da diversidade funcional. Este resultado constitui, portanto, mais uma evidência de que mesmo níveis moderados de contaminação do solo por metais pesados são capazes de impactar os ecossistemas deste. ZENG *et al.* (2020), também utilizando análises preditivas por meio de PICRUSt, constataram que sedimentos com maiores concentrações de metais pesados sofreram redução significativa no número de funções moleculares preditas e alterações em sua composição. Adicionalmente, as evidências encontradas do efeito dos metais pesados na estrutura funcional das comunidades procarióticas também são suportadas por estudos prévios que utilizaram métodos diferentes dos comumente empregados na genômica ambiental (SHEIK *et al.*, 2012; CHEN *et al.*, 2014; KANDELER *et al.*, 2000, KANDELER *et al.*, 1996).

Além disso, a análise comparativa das funções moleculares preditas estruturadas pelos níveis secundários apontou as categorias de funções metabólicas que potencialmente foram impactadas pela contaminação, revelando que categorias relacionadas à prestação de serviços ecossistêmicos importantes foram afetadas, como o metabolismo de carboidratos e lipídios (ciclo de carbono do solo), produção de metabólitos secundários (interações com rizosfera e outros organismos do solo) e degradação de xenobióticos (biodegradação e biorremediação). Outra categoria de função metabólica com alteração significativa foi a de funções relacionadas ao ciclo celular. ABDU *et al.* (2017) também mencionaram que metais pesados, como Pb, Cd, Hg e Ni, podem alterar o ciclo celular de bactérias de solos contaminados, inibindo o ciclo celular. Além disso, observamos alterações significativas na categoria “Signal transduction”, sendo os KOs relacionados a *Two-component systems* os que exibiram maiores diferenças em abundância entre os perfis encontrados em amostras de CPS e CA. Este resultado também foi encontrado por ZENG *et al.* (2020), que detectaram maior abundância de KOs associados *Two-component systems* em amostras de sedimentos com maiores concentrações de metais pesados. *Two-component systems* desempenham um papel vital de sinalização em bactérias e funcionam em resposta a diversos ambientes, incluindo situações de stress por contaminação por metais pesados (ZENG *et al.*, 2020).

## 7. CONCLUSÕES

Neste estudo, a distribuição espacial e as fontes dos metais foram investigadas na superfície do solo na região cárstica do Oeste de Minas Gerais. A avaliação das estatísticas básicas demonstrou que apenas Co e Pb ultrapassaram o limite de referência de qualidade do solo permitido pela legislação, sendo que nenhum outro metal atingiu o limite de prevenção determinado. Porém, a simples aferição do valor de concentração do metal, em comparação com a legislação, não deve ser levada em consideração isoladamente, como é feito no Brasil e em Minas Gerais; outros índices também devem ser incluídos, como *Igeo* e EF. As análises de riscos à saúde demonstraram que a população local está exposta a riscos potenciais de doenças carcinogênicas provocadas por Cr e Co.

Também foi verificado que o impacto relacionado à elevação da concentração de PTMs no solo, devido ao funcionamento das plantas cimenteiras no solo do seu entorno, pode ser considerado leve quando foram aplicados índices globalmente reconhecidos, como o *Igeo*. Entretanto, quando foram empregadas duas abordagens de genômica ambiental (structural e functional community metrics) para estimar o efeito dessa moderada contaminação do solo nas comunidades procarióticas destes ambientes, verificamos que tanto a estrutura taxonômica

quanto a estrutura funcional das comunidades do entorno das plantas cimenteiras eram dissimilares às encontradas em áreas-controle que representavam ambientes de produção agrícola livres da contaminação por metais pesados.

Conclui-se que este estudo contribui significativamente para a compreensão geral dos efeitos dos PTMs no solo e seus efeitos sobre a saúde humana e o ecossistema do solo, evidenciando que contaminações consideradas leves ou inexistentes pelas legislações nacional e estadual podem revelar riscos à saúde humana consideráveis e também perturbar a dinâmica dos serviços ecossistêmicos prestados pelo solo, especificamente aqueles associados ao metabolismo microbiano.

Entretanto, para melhor avaliação da contaminação, de riscos potenciais à saúde e à dinâmica dos microrganismos no solo, estudos mais elaborados e com maior periodicidade devem ser adotados, com o propósito de proteger os solos da acumulação de PTMs a longo prazo, preservando o ecossistema local e a saúde dos habitantes dessa importante região.

## 8. REFERÊNCIAS

AB LATIF WANI, Anjum Ara; USMANI, Jawed Ahmad. Lead toxicity: a review. **Interdisciplinary toxicology**, v. 8, n. 2, p. 55, 2015.

ABDU, Nafiu; ABDULLAHI, Aliyu A.; ABDULKADIR, Aisha. Heavy metals and soil microbes. **Environmental chemistry letters**, v. 15, n. 1, p. 65-84, 2017.

ADHIKARI, Kabindra; HARTEMINK, Alfred E. Linking soils to ecosystem services—A global review. **Geoderma**, v. 262, p. 101-111, 2016.

AL-KHASHMAN, Omar A.; SHAWABKEH, Reyad A. Metals distribution in soils around the cement factory in southern Jordan. **Environmental pollution**, v. 140, n. 3, p. 387-394, 2006.

ALVAREZ, Analia *et al.* Actinobacteria: current research and perspectives for bioremediation of pesticides and heavy metals. **Chemosphere**, v. 166, p. 41-62, 2017.

ANTONIADIS, Vasileios *et al.* A critical prospective analysis of the potential toxicity of trace element regulation limits in soils worldwide: Are they protective concerning health risk assessment?-A review. **Environment international**, v. 127, p. 819-847, 2019.

BALDRIAN, Petr. The known and the unknown in soil microbial ecology. **FEMS microbiology ecology**, v. 95, n. 2, p. fiz005, 2019.

BARBIERI, M. The importance of enrichment factor (EF) and geoaccumulation index (Igeo) to evaluate the soil contamination. **J Geol Geophys**, v. 5, n. 1, p. 1-4, 2016.

BARKA, Essaid Ait *et al.* Taxonomy, physiology, and natural products of Actinobacteria. **Microbiology and Molecular Biology Reviews**, v. 80, n. 1, p. 1-43, 2016.

- BERMUDEZ, Gonzalo MA *et al.* Heavy metal pollution in topsoils near a cement plant: the role of organic matter and distance to the source to predict total and HCl-extracted heavy metal concentrations. **Chemosphere**, v. 78, n. 4, p. 375-381, 2010.
- BESLIN, Leena Grace. Significance of Environmental **Genomics Research**. 2020.
- BOLYEN, Evan *et al.* Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2. **Nature biotechnology**, v. 37, n. 8, p. 852-857, 2019.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução no 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 30 dez. 2009. Seção 1, 20p.
- BRIFFA, Jessica; SINAGRA, Emmanuel; BLUNDELL, Renald. Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. **Heliyon**, v. 6, n. 9, p. e04691, 2020.
- BRITO, Ana Clecia Campos *et al.* Assessing the Distribution and Concentration of Heavy Metals in Soils of an Agricultural Frontier in the Brazilian Cerrado. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 231, n. 8, p. 1-15, 2020.
- BRUSSAARD, Lijbert. Ecosystem services provided by the soil biota. **Soil ecology and ecosystem services**, p. 45-58, 2012.
- BRUSSAARD, Lijbert. Soil fauna, guilds, functional groups and ecosystem processes. **Applied soil ecology**, v. 9, n. 1-3, p. 123-135, 1998.
- BÜNEMANN, Else K. *et al.* Soil quality—A critical review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 120, p. 105-125, 2018.
- BUSCHLE, Brenda *et al.* Reference values for potentially harmful elements in soils from Atlantic Rainforest, Brazil. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 181, p. 138-147, 2017.
- CAMPOS, Mari Lucia *et al.* Determinação de cádmio, cobre, cromo, níquel, chumbo e zinco em fosfatos de rocha. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, n. 4, p. 361-367, 2005.
- CHANDIO, Tasawar Ali *et al.* Health risk assessment of chromium contamination in the nearby population of mining plants, situated at Balochistan, Pakistan. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 13, p. 16458-16469, 2021.
- CHANGEY, Frederique *et al.* Monitoring soil microbial communities using molecular tools: DNA extraction methods may offset long-term management effects. **European Journal of Soil Science**, v. 72, n. 2, p. 1026-1041, 2021.
- CHASE, Jonathan M. *et al.* Species richness change across spatial scales. **Oikos**, v. 128, n. 8, p. 1079-1091, 2019.

- CHEAIB, Bachar *et al.* Taxon-function decoupling as an adaptive signature of lake microbial metacommunities under a chronic polymetallic pollution gradient. **Frontiers in microbiology**, v. 9, p. 869, 2018.
- CHEN, Junhui *et al.* Heavy metal pollution decreases microbial abundance, diversity and activity within particle-size fractions of a paddy soil. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 87, n. 1, p. 164-181, 2014.
- CHEN, Wei; HONG, Jinglan; XU, Changqing. Pollutants generated by cement production in China, their impacts, and the potential for environmental improvement. **Journal of Cleaner Production**, v. 103, p. 61-69, 2015.
- CHOI, Kihyuck; KHAN, Raees; LEE, Seon-Woo. Dissection of plant microbiota and plant-microbiome interactions. **Journal of Microbiology**, v. 59, n. 3, p. 281-291, 2021.
- CORDIER, Tristan *et al.* Ecosystems monitoring powered by environmental genomics: a review of current strategies with an implementation roadmap. **Molecular ecology**, 2020.
- CRISTESCU, Melania E. Can environmental RNA revolutionize biodiversity science?. **Trends in ecology & evolution**, v. 34, n. 8, p. 694-697, 2019.
- DA SILVA, Fernando Bruno Vieira *et al.* Assessing heavy metal sources in sugarcane Brazilian soils: an approach using multivariate analysis. **Environmental monitoring and assessment**, v. 188, n. 8, p. 1-12, 2016.
- DAIMS, H. The Family Nitrospiraceae In The Prokaryotes: Other Major Lineages of Bacteria and The Archaea. **Rosenberg E.**, editor. 2014.
- DAYAN, A. D.; PAINE, A. J. Mechanisms of chromium toxicity, carcinogenicity and allergenicity: review of the literature from 1985 to 2000. **Human & experimental toxicology**, v. 20, n. 9, p. 439-451, 2001.
- DE SILVA, Shamali *et al.* Review of the interactions between vehicular emitted potentially toxic elements, roadside soils, and associated biota. **Chemosphere**, p. 128135, 2020.
- DEHGHANI, Sharareh *et al.* Health risk implications of potentially toxic metals in street dust and surface soil of Tehran, Iran. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 136, p. 92-103, 2017.
- DELGADO-BAQUERIZO, Manuel *et al.* A global atlas of the dominant bacteria found in soil. **Science**, v. 359, n. 6373, p. 320-325, 2018.
- DIQUATTRO, Stefania *et al.* Mobility and potential bioavailability of antimony in contaminated soils: Short-term impact on microbial community and soil biochemical functioning. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 196, p. 110576, 2020.
- DOUGLAS, Gavin M. *et al.* PICRUSt2 for prediction of metagenome functions. **Nature biotechnology**, v. 38, n. 6, p. 685-688, 2020.
- DURAZZI, Francesco *et al.* Comparison between 16S rRNA and shotgun sequencing data for the taxonomic characterization of the gut microbiota. **Scientific reports**, v. 11, n. 1, p. 1-10, 2021.

- ELANGOVAN, R.; PHILIP, Ligy; CHANDRARAJ, K. Hexavalent chromium reduction by free and immobilized cell-free extract of *Arthrobacter rhombi*-RE. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 160, n. 1, p. 81-97, 2010.
- ELLIS, Richard J. *et al.* Comparison of microbial and meiofaunal community analyses for determining impact of heavy metal contamination. **Journal of Microbiological Methods**, v. 45, n. 3, p. 171-185, 2001.
- EL-SHERBINY, Mohsen M.; ISMAIL, Ali I.; EL-HEFNAWY, Mohamed E. A preliminary assessment of potential ecological risk and soil contamination by heavy metals around a cement factory, western Saudi Arabia. **Open Chemistry**, v. 17, n. 1, p. 671-684, 2019.
- FAJARDO, Carmen *et al.* Pb, Cd, and Zn soil contamination: monitoring functional and structural impacts on the microbiome. **Applied Soil Ecology**, v. 135, p. 56-64, 2019.
- FU, Zhushan; XI, Shuhua. The effects of heavy metals on human metabolism. **Toxicology mechanisms and methods**, v. 30, n. 3, p. 167-176, 2020.
- GABARRÓN, M.; FAZ, A.; ACOSTA, J. A. Use of multivariable and redundancy analysis to assess the behavior of metals and arsenic in urban soil and road dust affected by metallic mining as a base for risk assessment. **Journal of environmental management**, v. 206, p. 192-201, 2018.
- GÁL, Judit *et al.* Cobalt and secondary poisoning in the terrestrial food chain: data review and research gaps to support risk assessment. **Environment international**, v. 34, n. 6, p. 821-838, 2008.
- GARCIA, I.; DORRONSORO, C. Contaminacion del Suelo. Curso: **Tecnología de Suelos**. Tema 15. 2010. Disponível em:< <http://edafologia.ugr.es/conta/tema15/riesgos.htm>> Acessado em: 06 setembro de 2020.
- GILBERT, Jack A.; JANSSON, Janet K.; KNIGHT, Rob. The Earth Microbiome project: successes and aspirations. **BMC biology**, v. 12, n. 1, p. 1-4, 2014.
- GILLER, Ken E.; WITTER, Ernst; MCGRATH, Steve P. Heavy metals and soil microbes. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 41, n. 10, p. 2031-2037, 2009.
- GILLER, Ken E.; WITTER, Ernst; MCGRATH, Steve P. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review. **Soil biology and biochemistry**, v. 30, n. 10-11, p. 1389-1414, 1998.
- GMACH, Maria Regina *et al.* Processes that influence dissolved organic matter in the soil: a review. **Scientia Agricola**, v. 77, n. 3, 2020.
- GONG, Wen-Jing *et al.* How the Soil Microbial Communities and Activities Respond to Long-Term Heavy Metal Contamination in Electroplating Contaminated Site. **Microorganisms**, v. 9, n. 2, p. 362, 2021.
- GUEUNING, Morgan *et al.* Evaluating next-generation sequencing (NGS) methods for routine monitoring of wild bees: Metabarcoding, mitogenomics or NGS barcoding. **Molecular ecology resources**, v. 19, n. 4, p. 847-862, 2019.

GUJRE, Nihal *et al.* Speciation, contamination, ecological and human health risks assessment of heavy metals in soils dumped with municipal solid wastes. **Chemosphere**, v. 262, p. 128013, 2021.

HAMILTON, E. I. Environmental variables in a holistic evaluation of land contaminated by historic mine wastes: a study of multi-element mine wastes in West Devon, England using arsenic as an element of potential concern to human health. **Science of the Total Environment**, v. 249, n. 1-3, p. 171-221, 2000.

HAN, Qiao *et al.* Health risk assessment and bioaccessibilities of heavy metals for children in soil and dust from urban parks and schools of Jiaozuo, China. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 191, p. 110157, 2020.

HAN, Qiao *et al.* Pollution effect assessment of industrial activities on potentially toxic metal distribution in windowsill dust and surface soil in central China. **Science of The Total Environment**, v. 759, p. 144023, 2021.

HARRIS, Z. Leah; GITLIN, Jonathan D. Genetic and molecular basis for copper toxicity. **The American journal of clinical nutrition**, v. 63, n. 5, p. 836S-841S, 1996.

HE, Yinni *et al.* Heavy metal exposure, oxidative stress and semen quality: Exploring associations and mediation effects in reproductive-aged men. **Chemosphere**, v. 244, p. 125498, 2020.

HEMMAT-JOU, M. H. *et al.* Analysis of microbial communities in heavy metals-contaminated soils using the metagenomic approach. **Ecotoxicology**, v. 27, n. 9, p. 1281-1291, 2018.

HONG, Chen *et al.* Illumina MiSeq sequencing investigation on the contrasting soil bacterial community structures in different iron mining areas. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 14, p. 10788-10799, 2015.

HUANG, Zhifeng *et al.* Distribution, toxicity load, and risk assessment of dissolved metal in surface and overlying water at the Xiangjiang River in southern China. **Scientific reports**, v. 11, n. 1, p. 1-12, 2021.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo cidades 2020**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/>>. Acessado em 03 set. 2020

IBGE – Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística. **Censo cidades 2019**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/>>. Acessado em 03 set. 2020.

INSTITUTO FEDERAL DE MINAS GERAIS. Rede de Bibliotecas. **Manual de normalização de trabalhos acadêmicos**. Belo Horizonte: IFMG, 2020. Disponível em: <https://www2.ifmg.edu.br/portal/ensino/bibliotecas/manual-de-normalizacao-do-ifmg>. Acesso em: 10 abr. 2021.

JAFARI, Ali *et al.* Soil pollution evaluation and health risk assessment of heavy metals around Douroud cement factory, Iran. **Environmental Earth Sciences**, v. 78, n. 8, p. 1-9, 2019.

JIANG, Bo *et al.* Impacts of heavy metals and soil properties at a Nigerian e-waste site on soil microbial community. **Journal of hazardous materials**, v. 362, p. 187-195, 2019.

JIN, Yuanliang *et al.* Assessment of sources of heavy metals in soil and dust at children's playgrounds in Beijing using GIS and multivariate statistical analysis. **Environment international**, v. 124, p. 320-328, 2019.

KABATA-PENDIAS, Alina. Soil–plant transfer of trace elements—an environmental issue. **Geoderma**, v. 122, n. 2-4, p. 143-149, 2004.

KABATA-PENDIAS, Alina. Trace elements in soils and plants. **CRC press**, 2000.

KABATA-PENDIAS, Alina; MUKHERJEE, Arun B. Trace elements from soil to human. **Springer Science & Business Media**, 2007.

KAMANI, Hossein *et al.* Concentration and ecological risk of heavy metal in street dusts of Eslamshahr, Iran. **Human and ecological risk assessment: an international journal**, v. 24, n. 4, p. 961-970, 2018.

KANDELER, Ellen *et al.* Structure and function of the soil microbial community in microhabitats of a heavy metal polluted soil. **Biology and fertility of soils**, v. 32, n. 5, p. 390-400, 2000.

KANDELER, F.; KAMPICHLER, Ch; HORAK, O. Influence of heavy metals on the functional diversity of soil microbial communities. **Biology and fertility of soils**, v. 23, n. 3, p. 299-306, 1996.

KANEHISA, Minoru; GOTO, Susumu. KEGG: kyoto encyclopedia of genes and genomes. **Nucleic acids research**, v. 28, n. 1, p. 27-30, 2000.

KARIMI, Azam *et al.* Assessment of human health risks and pollution index for heavy metals in farmlands irrigated by effluents of stabilization ponds. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-11, 2020.

KARMANN, I.; SALLUN FILHO, W. Paisagens subterrâneas do Brasil. **Ciência Hoje**, São Paulo, v. 40, n. 235, p.18-25, 2007.

KASEMODEL, M. C. *et al.* Potentially toxic metal contamination and microbial community analysis in an abandoned Pb and Zn mining waste deposit. **Science of the Total Environment**, v. 675, p. 367-379, 2019.

KEESSTRA, Saskia D. *et al.* The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations Sustainable Development Goals. **Soil**, v. 2, n. 2, p. 111-128, 2016.

KHACHATRYAN, Lusine *et al.* Taxonomic classification and abundance estimation using 16S and WGS—A comparison using controlled reference samples. **Forensic Science International: Genetics**, v. 46, p. 102257, 2020.

KIM, Hyun Soo; KIM, Yeo Jin; SEO, Young Rok. An overview of carcinogenic heavy metal: molecular toxicity mechanism and prevention. **Journal of cancer prevention**, v. 20, n. 4, p. 232, 2015.

- KOLO, Matthew Tikpangi *et al.* Assessment of health risk due to the exposure of heavy metals in soil around mega coal-fired cement factory in Nigeria. **Results in physics**, v. 11, p. 755-762, 2018.
- KUMAR, Sazal *et al.* Distribution, contamination status and source of trace elements in the soil around brick kilns. **Chemosphere**, v. 263, p. 127882, 2021.
- LANGILLE, Morgan GI *et al.* Predictive functional profiling of microbial communities using 16S rRNA marker gene sequences. **Nature biotechnology**, v. 31, n. 9, p. 814-821, 2013.
- LANZÉN, Anders *et al.* DNA extraction replicates improve diversity and compositional dissimilarity in metabarcoding of eukaryotes in marine sediments. **PLoS One**, v. 12, n. 6, p. e0179443, 2017.
- LANZERSTORFER, Christof. Heavy metals in the finest size fractions of road-deposited sediments. **Environmental Pollution**, v. 239, p. 522-531, 2018.
- LAZZARO, Anna *et al.* Identification of dominant bacterial phylotypes in a cadmium-treated forest soil. **FEMS microbiology ecology**, v. 63, n. 2, p. 143-155, 2008.
- LEVIN, Maxine J. *et al.* Soil capability for the USA now and into the future. In: **Global Soil Security**. Springer, Cham, 2017. p. 63-76.
- LEYSSSENS, Laura *et al.* Cobalt toxicity in humans—A review of the potential sources and systemic health effects. **Toxicology**, v. 387, p. 43-56, 2017.
- LI, Sha *et al.* Profiling multiple heavy metal contamination and bacterial communities surrounding an iron tailing pond in Northwest China. **Science of The Total Environment**, v. 752, p. 141827, 2021.
- LI, Xiaoping; FENG, Linna. Multivariate and geostatistical analyzes of metals in urban soil of Weinan industrial areas, Northwest of China. **Atmospheric Environment**, v. 47, p. 58-65, 2012.
- LI, Zhiyuan *et al.* A review of soil heavy metal pollution from mines in China: pollution and health risk assessment. **Science of the total environment**, v. 468, p. 843-853, 2014.
- LIN, Yaoben *et al.* The variation in microbial community structure under different heavy metal contamination levels in paddy soils. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 180, p. 557-564, 2019.
- LING, Ning *et al.* Response of the bacterial diversity and soil enzyme activity in particle-size fractions of Mollisol after different fertilization in a long-term experiment. **Biology and fertility of soils**, v. 50, n. 6, p. 901-911, 2014.
- LIU, Chenggang *et al.* Drivers of soil bacterial community structure and diversity in tropical agroforestry systems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 278, p. 24-34, 2019.
- MA, Jifu *et al.* Assessment of heavy metal (loid) s contamination risk and grain nutritional quality in organic waste-amended soil. **Journal of Hazardous Materials**, v. 399, p. 123095, 2020.

- MAEABA, Wilson; PRASAD, Surendra; CHANDRA, Shaneel. First assessment of metals contamination in road dust and roadside soil of Suva City, Fiji. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 77, n. 2, p. 249-262, 2019.
- MALKOC, Semra; YAZICI, Berna; SAVAS KOPARAL, A. Assessment of the levels of heavy metal pollution in roadside soils of Eskisehir, Turkey. **Environmental toxicology and chemistry**, v. 29, n. 12, p. 2720-2725, 2010.
- MANDAL, Arpita; VOUTCHKOV, Mitko. Heavy metals in soils around the cement factory in Rockfort, Kingston, Jamaica. **International Journal of Geosciences**, v. 2, n. 1, p. 48, 2011.
- MANGOLD, Stefanie *et al.* Extreme zinc tolerance in acidophilic microorganisms from the bacterial and archaeal domains. **Extremophiles**, v. 17, n. 1, p. 75-85, 2013.
- MAO, Changping *et al.* Human health risks of heavy metals in paddy rice based on transfer characteristics of heavy metals from soil to rice. **Catena**, v. 175, p. 339-348, 2019.
- MASTO, R. E. *et al.* Multi element exposure risk from soil and dust in a coal industrial area. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 176, p. 100-107, 2017.
- MEYER-DOMBARD, D.'Arcy R.; BOGNER, Jean E.; MALAS, Judy. A Review of Landfill Microbiology and Ecology: A Call for Modernization With 'Next Generation' Technology. **Frontiers in Microbiology**, v. 11, p. 1127, 2020.
- Microbiology and Ecology: A Call for Modernization With 'Next Generation' Technology. **Frontiers in Microbiology**, 11, 1127
- MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental - COPAM. Deliberação Normativa COPAM nº 166, de 29 de junho de 2011. Altera o Anexo I da Deliberação Normativa Conjunta COPAM CERH nº 2 de 6 de setembro de 2010, estabelecendo os Valores de Referência de Qualidade dos Solos. Belo Horizonte, 2011. Acesso em: 09 set. 2020.
- MISHRA, Sandhya *et al.* Recent advanced technologies for the characterization of xenobiotic-degrading microorganisms and microbial communities. **Frontiers in Bioengineering and Biotechnology**, v. 9, p. 31, 2021.
- MOHAMED, Nouri; ABDELMAJID, Haddioui. Diversity of soil microbial communities from an Iron Mining Area (Oued Zem, Morocco). **Materials and Geoenvironment**, v. 64, n. 1, p. 21-34, 2017.
- MOHAMMADI, Ali Akbar *et al.* Assessment of heavy metal pollution and human health risks assessment in soils around an industrial zone in Neyshabur, Iran. **Biological trace element research**, p. 1-10, 2019.
- MOHAMMADI, Ali Akbar *et al.* Carcinogenic and non-carcinogenic health risk assessment of heavy metals in drinking water of Khorramabad, Iran. **MethodsX**, v. 6, p. 1642-1651, 2019.
- MULLER, G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. **Geojournal**, v. 2, p. 108-118, 1969.

NADDAFI, Kazem *et al.* Indoor air quality in waterpipe cafés: exposure level to particulate matter. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 26, p. 26605-26616, 2019.

NAILA, Aishath *et al.* A review on global metal accumulators—mechanism, enhancement, commercial application, and research trend. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 26, p. 26449-26471, 2019.

NANNIPIERI, Paolo *et al.* Beyond microbial diversity for predicting soil functions: A mini review. **Pedosphere**, v. 30, n. 1, p. 5-17, 2020.

NKONGOLO, K. K.; NARENDRULA-KOTHA, R. Advances in monitoring soil microbial community dynamic and function. **Journal of applied genetics**, v. 61, n. 2, p. 249-263, 2020.

OGUNKUNLE, Clement Oluseye; FATOBA, Paul Ojo. Contamination and spatial distribution of heavy metals in topsoil surrounding a mega cement factory. **Atmospheric pollution research**, v. 5, n. 2, p. 270-282, 2014.

OGUNKUNLE, Clement Oluseye; FATOBA, Paul Ojo. Pollution Loads and the Ecological Risk Assessment of Soil Heavy Metals around a Mega Cement Factory in Southwest Nigeria. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 22, n. 2, 2013.

OKEREAFOR, Uchenna *et al.* Toxic metal implications on agricultural soils, plants, animals, aquatic life and human health. **International journal of environmental research and public health**, v. 17, n. 7, p. 2204, 2020.

OLIVEIRA, Isabela Fernanda Gomes *et al.* Proposta de classificação das unidades de paisagem da região de Monjolos, Minas Gerais. **Acta Geográfica**, v. 11, n. 26, p. 146-159, 2017.

OPAS. Organização Pan-Americana de Saúde. **Vigilância em Saúde Ambiental**. Brasil. Disponível em:

<[https://www.paho.org/bra/index.php?option=com\\_content&view=article&id=375:avaliacao-de-risco-a-saude-humana&Itemid=839](https://www.paho.org/bra/index.php?option=com_content&view=article&id=375:avaliacao-de-risco-a-saude-humana&Itemid=839)>. Acessado em 23 mar. 2021.

PACCHIONI, Ralfo G. *et al.* Taxonomic and functional profiles of soil samples from Atlantic forest and Caatinga biomes in northeastern Brazil. **MicrobiologyOpen**, v. 3, n. 3, p. 299-315, 2014.

PACCHIONI, Ralfo Goes. **Metagenômica comparativa de solo de regiões de Mata Atlântica e Caatinga do Estado do Rio Grande do Norte-Brasil**. 2010. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

PADOAN, Elio; ROMÈ, Chiara; AJMONE-MARSAN, Franco. Bioaccessibility and size distribution of metals in road dust and roadside soils along a peri-urban transect. **Science of the Total Environment**, v. 601, p. 89-98, 2017.

PALIT, Syamasri; SHARMA, Archana; TALUKDER, Geeta. Effects of cobalt on plants. **The botanical review**, v. 60, n. 2, p. 149-181, 1994.

- PAN, Xiaomei *et al.* Effects of soil chemical properties and fractions of Pb, Cd, and Zn on bacterial and fungal communities. **Science of the Total Environment**, v. 715, p. 136904, 2020.
- PATEL, R.; ASCHNER, M. Commonalities between Copper Neurotoxicity and Alzheimer's Disease. *Toxics* 2021, 9, 4. 2021.
- QASEMI, Mehdi *et al.* Health risk assessment of nitrate exposure in groundwater of rural areas of Gonabad and Bajestan, Iran. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, n. 15, p. 1-9, 2018.
- QIN, Guowei *et al.* Soil heavy metal pollution and food safety in China: effects, sources and removing technology. **Chemosphere**, p. 129205, 2020.
- QING, Xiao; YUTONG, Zong; SHENGGAO, Lu. Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of steel industrial city (Anshan), Liaoning, Northeast China. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 120, p. 377-385, 2015.
- QUAST, Christian *et al.* The SILVA ribosomal RNA gene database project: improved data processing and web-based tools. **Nucleic acids research**, v. 41, n. D1, p. D590-D596, 2012.
- QUINCE, Christopher *et al.* Shotgun metagenomics, from sampling to analysis. **Nature biotechnology**, v. 35, n. 9, p. 833-844, 2017.
- RODRIGUES, Bruno Durão; TRAVASSOS, Luiz Eduardo Panisset. Identificação e mapeamento das matas secas associadas ao carste carbonático de Santo Hipólito e Monjolos. **Mercator-Revista de Geografia da UFC**, v. 12, n. 29, p. 233-256, 2013.
- ROSTAMI, Roohollah *et al.* Exposure and risk assessment of PAHs in indoor air of waterpipe cafés in Ardebil, Iran. **Building and Environment**, v. 155, p. 47-57, 2019.
- SAGOVA-MARECKOVA, M. *et al.* Expanding ecological assessment by integrating microorganisms into routine freshwater biomonitoring. **Water Research**, p. 116767, 2020.
- SALEH, Hossein Najafi *et al.* Carcinogenic and non-carcinogenic risk assessment of heavy metals in groundwater wells in Neyshabur Plain, Iran. **Biological trace element research**, v. 190, n. 1, p. 251-261, 2019.
- SANTI, Auxiliadora Maria Moura; SEVÁ FILHO, Arsênio Oswaldo. Combustíveis e riscos ambientais na fabricação de cimento: casos na Região do Calcário ao Norte de Belo Horizonte e possíveis generalizações. 2004.
- SCHIMEL, J. P.; SCHAEFFER, S. M. Microbial control over carbon cycling in soil. **Front Microbiol** 3: 348. 2012.
- SCHLOTTER, Michael *et al.* Microbial indicators for soil quality. **Biology and Fertility of Soils**, v. 54, n. 1, p. 1-10, 2018.
- SEKHOHOLA-DLAMINI, Lerato *et al.* Community diversity metrics, interactions, and metabolic functions of bacteria associated with municipal solid waste landfills at different maturation stages. **Microbiologyopen**, v. 10, n. 1, p. e1118, 2021.

- SEPULVEDA, Adam J. et al. Integrating environmental DNA results with diverse data sets to improve biosurveillance of river health. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, p. 132, 2021.
- SHADE, Ashley. Diversity is the question, not the answer. **The ISME journal**, v. 11, n. 1, p. 1-6, 2017.
- SHAHEEN, Sabry M. et al. Redox effects on release kinetics of arsenic, cadmium, cobalt, and vanadium in Wax Lake Deltaic freshwater marsh soils. **Chemosphere**, v. 150, p. 740-748, 2016.
- SHAHEEN, Sabry M. et al. Redox effects on release kinetics of arsenic, cadmium, cobalt, and vanadium in Wax Lake Deltaic freshwater marsh soils. **Chemosphere**, v. 150, p. 740-748, 2016.
- SHEIK, Cody S. et al. Exposure of soil microbial communities to chromium and arsenic alters their diversity and structure. **PloS one**, v. 7, n. 6, p. e40059, 2012.
- SIMONSEN, Lars Ole; HARBAK, Henrik; BENNEKOU, Poul. Cobalt metabolism and toxicology—a brief update. **Science of the Total Environment**, v. 432, p. 210-215, 2012.
- SMIDT, Geerd A. et al. Heavy metal concentrations in soils in the vicinity of a fertilizer factory in Southern Brazil. **Agriculture and Forestry Research**, v. 61, p. 353-64, 2011.
- SMIDT, Geerd A. et al. Uranium in German tap and groundwater—occurrence and origins. In: **The new uranium mining boom**. Springer, Berlin, Heidelberg, 2011. p. 807-820.
- SOLGI, Eisa; PARMAH, Javad. Analysis and assessment of nickel and chromium pollution in soils around Baghejar Chromite Mine of Sabzevar Ophiolite Belt, Northeastern Iran. **Transactions of Nonferrous Metals Society of China**, v. 25, n. 7, p. 2380-2387, 2015.
- SONG, Jiuwei et al. Changes in microbial community structure due to chronic trace element concentrations in different sizes of soil aggregates. **Environmental Pollution**, v. 268, p. 115933, 2021.
- SORIANO, Maria C. Hernandez (Ed.). **Environmental risk assessment of soil contamination**. BoD—Books on Demand, 2014.
- SPANG, Anja et al. The genome of the ammonia-oxidizing *Candidatus Nitrososphaera gargensis*: insights into metabolic versatility and environmental adaptations. **Environmental microbiology**, v. 14, n. 12, p. 3122-3145, 2012.
- SRIVASTAVA, Diane S. et al. Phylogenetic diversity and the functioning of ecosystems. **Ecology letters**, v. 15, n. 7, p. 637-648, 2012.
- SRIVASTAVA, Pallavi; SHUKLA, Aasheesh; BANSAL, Atul. A comprehensive review on soil classification using deep learning and computer vision techniques. **Multimedia Tools and Applications**, p. 1-28, 2021.
- SUN, Xiaoyan et al. Restoration with pioneer plants changes soil properties and remodels the diversity and structure of bacterial communities in rhizosphere and bulk soil of copper mine

- tailings in Jiangxi Province, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 22, p. 22106-22119, 2018.
- SUN, Yingtao *et al.* Land-use changes alter soil bacterial composition and diversity in tropical forest soil in China. **Science of The Total Environment**, v. 712, p. 136526, 2020.
- TANG, Jiayi *et al.* Diagnosis of soil contamination using microbiological indices: A review on heavy metal pollution. **Journal of environmental management**, v. 242, p. 121-130, 2019.
- TAYLOR, Stuart Ross; MCLENNAN, Scott M. The geochemical evolution of the continental crust. **Reviews of geophysics**, v. 33, n. 2, p. 241-265, 1995.
- TOUCEDA-GONZÁLEZ, María *et al.* Combined amendment of immobilizers and the plant growth-promoting strain *Burkholderia phytofirmans* PsJN favours plant growth and reduces heavy metal uptake. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 91, p. 140-150, 2015.
- TRAVASSOS, LEP. Princípios de carstologia e geomorfologia cárstica. **Brasília: ICMBio**, 2019.
- TSEZOS, Marios. Metal-microbes interactions: beyond environmental protection. In: **Advanced Materials Research**. Trans Tech Publications Ltd, 2009. p. 527-532.
- TUREKIAN, Karl K.; WEDEPOHL, Karl Hans. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. **Geological society of America bulletin**, v. 72, n. 2, p. 175-192, 1961.
- USEPA / U.S. Environmental Protection Agency (1998) Method 3050 B. Available in: <http://www.epa.gov/SW-846/pdfs/3050b.pdf>. Acessado em 04 jan. 2021.
- USEPA / U.S. Environmental Protection Agency (1998) Method 3051 A. Available in: <http://www.epa.gov/SW-846/3051a.pdf> . Acessado em 04 jan. 2021.
- USEPA / U.S. Environmental Protection Agency (2013) Indicators of the Environmental Impacts of Transportation, United States Environmental Protection Agency. Acessado em 04 jan. 2021.
- USEPA / U.S. Environmental Protection Agency (2021) Integrated Risk Information System. Available in: <https://www.epa.gov/iris> . Acessado em 04 jan. 2021.
- VALKO, MMHCM; MORRIS, H.; CRONIN, M. T. D. Metals, toxicity and oxidative stress. **Current medicinal chemistry**, v. 12, n. 10, p. 1161-1208, 2005.
- WALL, Diana H. *et al.* **Soil ecology and ecosystem services**. Oxford University Press, 2012.
- WAN, Dejun *et al.* Preliminary assessment of health risks of potentially toxic elements in settled dust over Beijing urban area. **International journal of environmental research and public health**, v. 13, n. 5, p. 491, 2016.
- WANG, Xiaoyan *et al.* Soil properties and agricultural practices shape microbial communities in flooded and rainfed croplands. **Applied Soil Ecology**, v. 147, p. 103449, 2020.

WANG, Yazhu; DUAN, Xuejun; WANG, Lei. Spatial distribution and source analysis of heavy metals in soils influenced by industrial enterprise distribution: Case study in Jiangsu Province. **Science of the Total Environment**, v. 710, p. 134953, 2020.

WEISSMANNOVÁ, Helena Doležalová; PAVLOVSKÝ, Jiří. Indices of soil contamination by heavy metals—methodology of calculation for pollution assessment (minireview). **Environmental monitoring and assessment**, v. 189, n. 12, p. 1-25, 2017.

WEN, Yubo et al. Enrichment and source identification of Cd and other heavy metals in soils with high geochemical background in the karst region, Southwestern China. **Chemosphere**, v. 245, p. 125620, 2020.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO) et al. Standard maxima for metals in Agricultural soils. **Geneva: WHO**, 1993.

XIAO, Enzong *et al.* Thallium shifts the bacterial and fungal community structures in thallium mine waste rocks. **Environmental Pollution**, v. 268, p. 115834, 2021.

XU, Xihui *et al.* Response of soil bacterial communities to lead and zinc pollution revealed by Illumina MiSeq sequencing investigation. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 1, p. 666-675, 2017.

YADAV, Ishwar Chandra *et al.* Spatial distribution, source analysis, and health risk assessment of heavy metals contamination in house dust and surface soil from four major cities of Nepal. **Chemosphere**, v. 218, p. 1100-1113, 2019.

YADEGARNIA NAEINI, Firouzeh et al. Ecological risk assessment of heavy metals from cement factory dust. **Environmental Health Engineering and Management Journal**, v. 6, n. 2, p. 129-137, 2019.

YAHAYA, T.; OKPUZOR, J.; AJAYI, T. The protective efficacy of selected phytonutrients on liver enzymes of albino rats exposed to cement dust. **IOSR J Pharm Biol Sci**, v. 8, n. 3, p. 38-44, 2013.

YU, Bo *et al.* Analyzing environmental risk, source and spatial distribution of potentially toxic elements in dust of residential area in Xi'an urban area, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 208, p. 111679, 2021.

ZABOROWSKA, Magdalena; KUCHARSKI, Jan; WYSZKOWSKA, Jadwiga. Biological activity of soil contaminated with cobalt, tin, and molybdenum. **Environmental monitoring and assessment**, v. 188, n. 7, p. 1-10, 2016.

ZENG, Fanfu *et al.* Heavy metal contamination in rice-producing soils of Hunan province, China and potential health risks. **International journal of environmental research and public health**, v. 12, n. 12, p. 15584-15593, 2015.

ZENG, Xiao-Ying *et al.* Structural and functional responses of bacterial and fungal communities to multiple heavy metal exposure in arid loess. **Science of The Total Environment**, v. 723, p. 138081, 2020.

ZHANG, Li; FUKUDA, Hiroatsu; LIU, Zhonghui. Households' willingness to pay for green roof for mitigating heat island effects in Beijing (China). **Building and Environment**, v. 150, p. 13-20, 2019.

ZHANG, Yunhui *et al.* Blood lead levels among Chinese children: The shifting influence of industry, traffic, and e-waste over three decades. **Environment international**, v. 135, p. 105379, 2020.

ZHAO, Xingqing *et al.* Study on the influence of soil microbial community on the long-term heavy metal pollution of different land use types and depth layers in mine. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 170, p. 218-226, 2019.

## ANEXO I - Cópia da Anotação de Responsabilidade Técnica (ART), tornando válidas as metodologias utilizadas



**Serviço Público Federal  
Conselho Federal de Biologia  
Conselho Regional de Biologia - 4ª Região**

Situação: DEFERIDO		Data: 07/12/2020	
<b>ANOTAÇÃO DE RESPONSABILIDADE TÉCNICA - ART</b>		Nº: 20201000104402	
<b>CONTRATADO</b>			
Nome THIAGO AUGUSTO DA COSTA SILVA		Registro CRBio: 087571/04-D	
Cpf: 015.334.076-22		Tel: 31 34740192	
E-mail: THACS2006@YAHOO.COM.BR			
Endereço RIO GANGES, 628			
Cidade: CONTAGEM		Bairro: RIACHO DAS PEDRAS	
CEP: 32.280-380		UF: MG	
<b>CONTRATANTE</b>			
Nome INSTITUTO FEDERAL DE MINAS GERAIS			
Registro		CPF/CGC/CNPJ: 10.626.896/0003-34	
Endereço VARGINHA KM 05 ROD. BAMBUI/MEDEIROS, 05			
Cidade BAMBUI		Bairro FAZENDA VARGINHA	
CEP: 38.900-000		UF: MG	
Site:			
<b>DADOS DA ATIVIDADE PROFISSIONAL</b>			
Natureza Prestação de Serviço - EXECUÇÃO DE ESTUDOS, PROJETOS DE PESQUISA E/OU SERVIÇOS			
Identificação DEPOSIÇÃO DE METAIS PESADOS NO SOLO DO ENTORNO DE PLANTAS CIMENTEIRAS NOS MUNICÍPIOS DE ARCOS E PAIN			
Município do Trabalho: PAINS, ARCOS.	UF :MG	Município da sede: BAMBUI.	UF :MG
Forma de participação: EQUIPE	Perfil da equipe: COMPOSTA POR 3 BIÓLOGOS, SENDO: 1 DOUTOR, 1 MESTRE E UM ALUNO		
Área do Conhecimento: ECOLOGIA, MICROBIOLOGIA	Campo de Atuação: MEIO AMBIENTE E BIODIVERSIDADE		
Descrição sumária da atividade: ESTUDO DA DEPOSIÇÃO DE METAIS PESADOS NO ENTORNO DE PLANTAS CIMENTEIRAS NOS MUNICÍPIOS DE ARCOS E PAINS EM MINAS GERAIS. ESTE ESTUDO FAZ PARTE DO TRABALHO DE Mestrado DO BIÓLOGO THIAGO AUGUSTO DA COSTA SILVA.			
Valor: R\$ 0,00		Total de horas: 360	
Início 02/05/2019		Término	
<b>ASSINATURAS</b>			
Declaro serem verdadeiras as informações acima			
Data: 07 / 12 / 2020		Data: / /	
<small>Assinado de forma digital por THIAGO AUGUSTO DA COSTA SILVA:01533407622 Dados: 2021.03.23 11:03:15 -03'00'</small> Assinatura do Profissional		Assinatura e Carimbo do Contratante	
verifique a autenticidade 			
<b>Solicitação de baixa por distrato</b>		<b>Solicitação de baixa por conclusão</b>	
Declaramos a conclusão do trabalho anotado na presente ART, razão pela qual solicitamos a devida BAIXA junto aos arquivos desse CRBio.			
Data: / /	Assinatura do Profissional	Data: / /	Assinatura do Profissional
Data: / /	Assinatura e Carimbo do Contratante	Data: / /	Assinatura e Carimbo do Contratante

## ANEXO II - Cópia do e-mail enviado à Secretária Executiva do Meio Ambiente e para o Núcleo de Denúncias e Requisições Alto São Francisco (NUDEN ASF).

28/12/2020

Gmail - Contaminação do solo por metais pesados liberados de plantas cimenteiras nas cidades de Arcos e Pains em Minas Gerais



Thiago Silva &lt;thacs2011@gmail.com&gt;

---

### Contaminação do solo por metais pesados liberados de plantas cimenteiras nas cidades de Arcos e Pains em Minas Gerais

---

Núcleo de Denúncias e Requisições Alto São Francisco

28 de dezembro de 2020

&lt;nuden.asf@meioambiente.mg.gov.br&gt;

09:26

Para: Thiago Silva &lt;thacs2011@gmail.com&gt;

Prezado Senhor Thiago Augusto da Costa Silva, bom dia.

Com nossos cordiais cumprimentos, é com muita satisfação que comunicamos o recebimento pela SUPRAM/ASF- Superintendência Regional de Meio Ambiente Alto São Francisco, do estudo elaborado pelo IFMG/Bambuí. Informamos que a demanda foi cadastrada no sistema informatizado de denúncia sob a identificação **D92617**. Aproveitamos o ensejo para agradecer o envio deste importante trabalho que será de grande valia, e informar que o mesmo foi encaminhado para a Diretoria Regional de Regularização Ambiental do Alto São Francisco – DRRRA/ASF, para conhecimento e auxílio nas análises dos estudos e das solicitações de licenciamento ambiental dos empreendimentos instalados na região de Arcos e Pains.

Nos colocamos à inteira disposição para maiores esclarecimentos.

Atenciosamente,

---

**ANEXO III - Cópia aceitação publicação primeiro artigo.**



**conservation**

an Open Access Journal by MDPI

**CERTIFICATE OF ACCEPTANCE**

Certificate of acceptance for the manuscript (**conservation-1274725**) titled:  
Deposition of potentially toxic metals in the soil from surrounding cement plants in a  
karst area of Southeastern Brazil

Authored by:

Thiago Augusto da Costa Silva; Marcos de Paula Jr.; Washington Santos Silva; Gustavo  
Augusto Lacorte

has been accepted in *Conservation* (ISSN 2673-7159) on 18 June 2021



Basel, June 2021

## ANEXO IV – Cópia submissão segundo artigo

## Ecotoxicology

## Can moderate heavy metal soil contaminations due to cement production influence the surrounding soil bacterial communities?

--Manuscript Draft--

Manuscript Number:	ECTX-D-21-00166	
Full Title:	Can moderate heavy metal soil contaminations due to cement production influence the surrounding soil bacterial communities?	
Article Type:	Original Research Article	
Keywords:	heavy metals; soil; environmental genomics; metabarcoding; contamination	
Corresponding Author:	Gustavo Augusto Lacorte, Ph.D. Instituto Federal de Minas Gerais - Campus Bambuí Bambuí, BRAZIL	
Corresponding Author Secondary Information:		
Corresponding Author's Institution:	Instituto Federal de Minas Gerais - Campus Bambuí	
Corresponding Author's Secondary Institution:		
First Author:	Thiago Augusto Costa Silva	
First Author Secondary Information:		
Order of Authors:	Thiago Augusto Costa Silva Marcos de Paula Jr. Washington Santos Silva Gustavo Augusto Lacorte, Ph.D.	
Order of Authors Secondary Information:		
Funding Information:	Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (MPR-01008-16)	Sr. Thiago Augusto Costa Silva
Abstract:	<p>Events of soil contamination by heavy metals are mostly related to human activities that release these metals into the environment as emissions or effluents. Among the industrial activities related to heavy metal pollution, cement production plants are considered one of the most common sources. In this work we applied the HTS molecular approach called 16S rDNA metabarcoding to perform the taxonomic characterization of the prokaryotic communities of the soil surrounding three cement plants as well as two areas outside the influence of the cement plants that represented agricultural production environments free of heavy metal contamination (control areas). We applied the environmental genomics approaches known as "structural community metrics" (<math>\alpha</math>- and <math>\beta</math>-diversity metrics) and "functional community metrics" (PICRUST2 approach) to verify whether or not the effects of heavy metal contamination in the study area generated impacts on soil bacterial communities. We found that the impact related to the elevation of heavy metal concentration due to the operation of cement plants in the surrounding soil can be considered smooth according to globally recognized indices such as Igeo. However, we identified that both the taxonomic and functional structures of the communities surrounding cement plants were different from those found in the control areas. We consider that our findings contribute significantly to the general understanding of the effects of heavy metals on the soil ecosystem by showing that light contamination can disturb the dynamics of ecosystem services provided by soil, specifically those associated with microbial metabolism.</p>	
Suggested Reviewers:	M. Hemmat-Jou Bu-Ali Sina University: Bu Ali Sina University m.h.hemmatjou@gmail.com	

## ANEXO V – Comprovantes submissão do trabalho em Congressos e Seminários.


**17º Congresso Nacional de MEIO AMBIENTE**  
 Poços de Caldas

2020  
**23 e 24 DE SETEMBRO**  
 100% On-line

# CERTIFICADO

Certificamos que o trabalho intitulado **Deposição de metais pesados no solo do entorno de plantas cimenteiras: Um estudo de caso nos municípios de Arcos e Pains em Minas Gerais**, de autoria de Marcos de Paula Júnior, Gustavo Augusto Lacorte, Washington Santos da Silva e Thiago Augusto Da Costa Silva, foi submetido no evento **17º Congresso Nacional de Meio Ambiente de Poços de Caldas**, realizado em 23/09/2020 a 24/09/2020, contabilizando carga horária total de 20 horas.

Poços de Caldas, 24 de setembro de 2020.

  
**PROF. DR. CLAUDIMIR SILVA SANTOS**  
*Presidente Comissão Técnica*  
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul de Minas - Campus Muzambinho

  
**PROF. DR. FABRICIO DOS SANTOS RITA**  
*Comissão Técnica e Científica*  
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul de Minas - Campus Muzambinho

  
**PROF. M.E. RÔMEIA BARBOSA**  
*Comissão Técnica e Científica*

  
**GISELE SELMAR CORRÊA C. FERREIRA**  
*Diretora de GSC Eventos Especiais*  
Realizadora do Congresso Nacional de Meio Ambiente de Poços de Caldas - MG

REALIZAÇÃO



APOIO INSTITUCIONAL





MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
SECRETARIA DE EDUCAÇÃO PROFISSIONAL E TECNOLÓGICA  
INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE MINAS GERAIS (IFMG) - CAMPUS BAMBUÍ  
DIRETORIA DE INOVAÇÃO, PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
Fazenda Varginha - km 05 - Rod. Bambuí/Medeiros - Caixa postal: 05 Bambuí-MG CEP 38900-000  
Tel: (37) 3431.5413 - Fax: (37) 3431.4954 - e-mail: dippg.bambui@ifmg.edu.br



# Certificado

O Instituto Federal Minas Gerais - *campus* Bambuí, juntamente com a Diretoria de Inovação, Pesquisa e Pós-Graduação, certifica que o trabalho intitulado "Efeito de metais pesados sobre a comunidade bacteriana do solo do entorno de plantas cimenteiras: uma revisão sistemática" foi apresentado na modalidade pôster, tendo como autores **Thiago Augusto da Costa Silva, Gustavo Augusto Lacorte & Neimar de Freitas Duarte**, no(a) V Seminário dos Estudantes de Pós-Graduação (V SEP), realizado(a) no IFMG - *campus* Bambuí, no dia 25 de outubro de 2019.

Bambuí, 19 de novembro de 2019.

Prof.<sup>a</sup>. Dr.<sup>a</sup>. Ana Cardoso Clemente F. F. de Paula  
Diretora de Inovação, Pesquisa e Pós-Graduação  
IFMG – *campus* Bambuí

Prof. Dr. Robson Shigueaki Sasaki  
Presidente da Comissão Organizadora  
IFMG – *campus* Bambuí



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
SECRETARIA DE EDUCAÇÃO PROFISSIONAL E TECNOLÓGICA  
INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE MINAS GERAIS (IFMG) - CAMPUS BAMBUÍ  
DIRETORIA DE INOVAÇÃO, PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
Fazenda Varginha - km 05 - Rod. Bambuí/Medeiros - Caixa postal: 05 Bambuí-MG CEP 38900-000  
Tel: (37) 3431.5413 - Fax: (37) 3431.4954 - e-mail: dippg.bambui@ifmg.edu.br



# Certificado

O Instituto Federal Minas Gerais - *campus* Bambuí, juntamente com a Diretoria de Inovação, Pesquisa e Pós-Graduação, certifica que o trabalho intitulado "Caracterização e quantificação dos metais pesados do solo de regiões próximas as plantas cimenteiras" foi apresentado na modalidade pôster, tendo como autores **Thiago Augusto da Costa Silva, Marcos de Paula Júnior, Gustavo Augusto Lacorte & Estela Costa Ferreira**, no(a) V Seminário dos Estudantes de Pós-Graduação (V SEP), realizado(a) no IFMG - *campus* Bambuí, no dia 25 de outubro de 2019.

Bambuí, 19 de novembro de 2019.

Prof.<sup>a</sup>. Dr.<sup>a</sup>. Ana Cardoso Clemente F. F. de Paula  
Diretora de Inovação, Pesquisa e Pós-Graduação  
IFMG – *campus* Bambuí

Prof. Dr. Robson Shigueaki Sasaki  
Presidente da Comissão Organizadora  
IFMG – *campus* Bambuí



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
SECRETARIA DE EDUCAÇÃO PROFISSIONAL E TECNOLÓGICA  
INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE MINAS GERAIS (IFMG) - CAMPUS BAMBUÍ  
DIRETORIA DE INOVAÇÃO, PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
Fazenda Varginha - km 05 - Rod. Bambuí/Medeiros - Caixa postal: 05 Bambuí-MG CEP 38900-000  
Tel: (37) 3431.5413 - Fax: (37) 3431.4954 - e-mail: dippg.bambui@ifmg.edu.br



## Certificado

O Instituto Federal Minas Gerais - *campus* Bambuí, juntamente com a Diretoria de Inovação, Pesquisa e Pós-Graduação, certifica que **THIAGO AUGUSTO DA COSTA SILVA** apresentou o trabalho intitulado "Efeito de metais pesados sobre a comunidade bacteriana do solo do entorno de plantas cimenteiras: uma revisão sistemática" na modalidade pôster, no(a) V Seminário dos Estudantes de Pós-Graduação (V SEP), realizado(a) no IFMG - *campus* Bambuí, no dia 25 de outubro de 2019.

Bambuí, 11 de novembro de 2019.

Prof.<sup>a</sup>. Dr.<sup>a</sup>. Ana Cardoso Clemente F. F. de Paula  
Diretora de Inovação, Pesquisa e Pós-Graduação  
IFMG – *campus* Bambuí

Prof. Dr. Robson Shigueaki Sasaki  
Presidente da Comissão Organizadora  
IFMG – *campus* Bambuí



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
SECRETARIA DE EDUCAÇÃO PROFISSIONAL E TECNOLÓGICA  
INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE MINAS GERAIS (IFMG) - CAMPUS BAMBUÍ  
DIRETORIA DE INOVAÇÃO, PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
Fazenda Varginha - km 05 - Rod. Bambuí/Medeiros - Caixa postal: 05 Bambuí-MG CEP 38900-000  
Tel: (37) 3431.5413 - Fax: (37) 3431.4954 - e-mail: dippg.bambui@ifmg.edu.br



## Certificado

O Instituto Federal Minas Gerais - *campus* Bambuí, juntamente com a Diretoria de Inovação, Pesquisa e Pós-Graduação, certifica que **THIAGO AUGUSTO DA COSTA SILVA** apresentou o trabalho intitulado "Caracterização e quantificação dos metais pesados do solo de regiões próximas as plantas cimenteiras" na modalidade pôster, no(a) V Seminário dos Estudantes de Pós-Graduação (V SEP), realizado(a) no IFMG - *campus* Bambuí, no dia 25 de outubro de 2019.

Bambuí, 11 de novembro de 2019.

Prof.<sup>a</sup>. Dr.<sup>a</sup>. Ana Cardoso Clemente F. F. de Paula  
Diretora de Inovação, Pesquisa e Pós-Graduação  
IFMG – *campus* Bambuí

Prof. Dr. Robson Shigueaki Sasaki  
Presidente da Comissão Organizadora  
IFMG – *campus* Bambuí

# **APÊNDICE A – PRODUTO TÉCNICO**



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE MINAS  
GERAIS – *CAMPUS BAMBUI*  
MESTRADO PROFISSIONAL EM SUSTENTABILIDADE E TECNOLOGIA  
AMBIENTAL

Thiago Augusto da Costa Silva

**PROCESSO DE MONITORAMENTO DE IMPACTOS DO FUNCIONAMENTO DE  
PLANTAS CIMENTEIRAS BASEADO EM ÍNDICES DE RISCOS À SAÚDE POR  
METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS – PTMS**

Bambuí-MG

2021

THIAGO AUGUSTO DA COSTA SILVA

**PROCESSO DE MONITORAMENTO DE IMPACTOS DO FUNCIONAMENTO DE  
PLANTAS CIMENTEIRAS BASEADO EM ÍNDICES DE RISCOS À SAÚDE POR  
METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS – PTMS**

Produto técnico do tipo “processo não patenteável” apresentado ao Mestrado em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais - IFMG como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental.

Área de concentração: Ciências Ambientais  
Linha de Pesquisa: Ecologia Aplicada  
Orientador: Prof. Dr. Gustavo Augusto Lacorte  
Coorientador: Prof. Dr. Washington Santos Silva.

BambuÍ-MG

2021

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- Área de estudo compreendendo a porção sul da região cárstica, localizada na Região Sudeste do Brasil. ....	101
Figura 2 - Boxplot índice Igeo para os metais deste estudo .....	105

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Parâmetros utilizados para cálculos do Igeo e EF. ....	28
Tabela 2: Classes de contaminação Igeo. ....	29
Tabela 3: Avaliação da poluição por metais pesados e riscos à saúde humana. ....	29
Tabela 4: Concentrações de PTM (mg / Kg) para amostras de solo da área de estudo, incluindo limites permitidos estabelecidos por referências locais (estado de Minas Gerais), nacionais (Brasil) e globais (OMS). ....	33
Tabela 5: Fator de enriquecimento (EF) calculado de PTM a partir das amostras de solo de CA e CPS. ....	38
Tabela 6: Diagrama de cromaticidade das concentrações de metais pesados no solo de uma área cárstica em Minas Gerais e outras cidades do mundo (mg/kg). ....	39
Tabela 7: Estimativa do risco à saúde da população por contaminação do solo por PTM para o local de amostragem, estimado pelas vias oral (ADDing), respiratória (ADDinh) e de contato (ADDderm) (mg.Kg-1 / dia). ....	40
Tabela 8: Quociente de perigo por contaminação de PTM do solo para o local de amostragem, estimado pelas vias oral (HQing), respiratória (HQinh) e de contato (HQderm), incluindo Índice de perigo (HI) e indicação de potenciais riscos à saúde não cancerígenos. ....	41
Tabela 9: Doses de referência (RfDing, RfDinh e RfDderm) e fator de inclinação (SF) de PTM usado neste estudo. ....	42
Tabela 10: Índices de riscos cancerígenos (CR) para o PTM Cd, Pb, Co, Cr e Ni, incluindo indicação de potenciais riscos cancerígenos para a saúde. ....	44
Tabela 11: Testes de dissimilaridade de Bray-curtis (PPERM) entre amostras de solo CPS e CA para categorias previstas da via KEGG. ....	56

**LISTA DE ABREVIACÕES**

ABS - Fator de Absorção Dérmica  
ADI - Valores de Exposição Diário  
AT - Tempo Médio  
BW - Peso Corporal do Indivíduo Exposto  
CA - *Control Area*  
Cd - Cádmio  
Cdeg.m - Grau Modificado de Contaminação  
Cm - Centímetros  
Cm<sup>3</sup> - Centímetros Cúbicos  
Co - Cobalto  
CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente  
COPAM - Conselho Estadual de Política Ambiental  
CPS - *Cement Plant Surrond*  
Cr - Cromo  
CRBio - Conselho Regional de Biologia  
CSF - Risco Cancerígeno Total  
Cu - Cobre  
Dderm - Índice Exposição Diária Dérmica  
Ding - Índice Exposição Diária Ingestão  
Dinh - Índice Exposição Diária Inalação  
ED - Exposição da Duração  
EF - Fator Enriquecimento  
EF - Frequência de Exposição  
HI - Índice de Risco  
HQ - Quociente de Perigo  
IFMG – Instituto Federal de Minas Gerais  
Igeo - Índice de Geoacumulação  
INEA - Instituto Estadual do Ambiente  
IngR - Taxa de Ingestão de Solo  
InhR - Taxa de Inalação do Solo  
Kg - Quilogramas

Km - Quilômetros

LADD - Avaliação de Risco à Saúde Relacionado ao Câncer

Mg - Miligramas

Mn – Manganês

MPSTA – Mestrado Profissional em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental

Ni - Níquel

OPAS - Organização Pan-Americana de Saúde

Pb - Chumbo

PEF - Fator de Emissão de Partícula

PTM - Metais Potencialmente Tóxicos

RA - Registro Acadêmico

REG - Registro

RfD - Doses de Referência Correspondentes

SA - Área Exposta da Superfície da Pele

SD - Desvio Padrão

SF - Fator de Inclinação

SL - Fator de Aderência à Pele

USEPA - *United States Environmental Protection Agency*

Zn - Zinco

## SUMÁRIO

Processo de monitoramento de impactos do funcionamento de plantas cimenteiras baseado em índices de riscos à saúde por metais potencialmente tóxicos – PTMs	96
<b>INTRODUÇÃO</b> .....	96
<b>METODOLOGIA</b> .....	98
<b>A. Procedimento de amostragem</b> .....	98
<b>B. Análise de concentração de metais potencialmente tóxicos nas amostras de solo</b>	99
<b>C. Apresentação dos índices e seu método de cálculo</b> .....	99
Estudo de caso de uso do procedimento proposto: deposição de metais potencialmente tóxicos no solo do entorno de plantas cimenteiras em uma área cárstica do Sudeste do Brasil	101
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	101
<b>2. MÉTODOS</b> .....	101
<b>3. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	103
<input type="checkbox"/> <b>Igeo</b> .....	104
<input type="checkbox"/> <b>Fator de enriquecimento (EF)</b> .....	106
<input type="checkbox"/> <b>Avaliações de riscos à saúde não relacionados ao câncer:</b> .....	107
<input type="checkbox"/> <b>Avaliações de riscos à saúde relacionados ao câncer:</b> .....	110
<b>4. CONCLUSÕES</b> .....	112
<b>5. REFERÊNCIAS</b> .....	113

## FICHA DE CARACTERIZAÇÃO DO PRODUTO TÉCNICO

### **Nome do Produto**

Processo de monitoramento de impactos do funcionamento de plantas cimenteiras baseado em índices de riscos à saúde por metais potencialmente tóxicos – PTMs.

### **Conceito/definição (segundo a Capes):**

Processo não patenteável.

### **Estruturação básica:**

- Contextualização e justificativa;
- Descrição do processo;
- Estudo de caso.

### **Características do produto:**

A implementação deste produto pode ser adotada de forma imediata pelas empresas interessadas, adaptando seus Sistemas de Gestão Ambiental (SGAs) para os parâmetros em questão. Para a implementação, as empresas necessitarão de adaptações dos Sistemas de Gestão Ambiental, pessoal capacitado para gerir estas informações, tempo disposto por estes funcionários, além do custo com as análises de solo.

Sendo uma empresa que se preocupa com a população situada em suas limitações, a principal vantagem é a gestão de riscos à saúde causados por poluentes emitidos pelos seus processos de produção, procurando, assim, diminuir a liberação de contaminantes no solo, proporcionando, conseqüentemente, uma melhoria na saúde da população.

As limitações impostas para a implementação deste produto são, principalmente, os custos necessários para as análises de solo e para possíveis melhorias no processo de fabricação de cimento, diminuindo seus contaminantes.

### **À qual linha de pesquisa do MPSTA o produto atende?**

Gestão e planejamento ambiental.

### **Qual a aplicabilidade? (Dê sugestões)**

- Incorporação nos instrumentos de concessão/renovação de licenças de funcionamento de plantas de produção de cimento;

- Incorporação nos Sistemas de Gestão Ambiental (SGAs) das empresas de produção de cimento.

### **Qual é o caráter inovador?**

Processo não previsto nas normas nacionais e locais. Este produto baseia-se num compilado de índices de monitoramento que estão sendo propostos na literatura científica internacional que julgamos ser importantes para a avaliação dos riscos à saúde da população que vive no entorno das plantas cimenteiras.

### **Para qual público-alvo (situação) é indicado?**

- Setores responsáveis pelo Sistema de Gestão Ambiental das empresas produtoras de cimento;
- Órgãos ambientais de regulação e fiscalização do funcionamento de plantas cimenteiras (SEMAD, CONAMA, COPAM);
- Secretarias Municipais de Saúde e Meio Ambiente de cidades em que as plantas cimenteiras estão implantadas.

### **O que visa oferecer?**

O produto visa oferecer um processo mais robusto de monitoramento dos impactos ambientais gerados pela atividade de produção de cimento, focando na avaliação dos riscos à saúde das populações que vivem no entorno das plantas cimenteiras.

### **Quando poderá/deverá ser utilizado?**

Este processo tem potencial para incorporação imediata em Sistemas de Gestão Ambiental das empresas interessadas.

A incorporação deste processo em legislações tem aplicação de médio prazo (caso julgue necessário), pois é preciso que os gestores dos órgãos ambientais realizem atualizações dos procedimentos de concessão/renovação de licenças de empreendimentos relacionados à produção de cimento.

Processo de monitoramento de impactos do funcionamento de plantas cimenteiras baseado em índices de riscos à saúde por metais potencialmente tóxicos – PTMs

Pesquisa realizada no IFMG/BambuÍ – Laboratório de Biologia Molecular

Thiago Augusto da Costa Silva - RA 0028234 (CRBio 087571/04-D), Marcos de Paula Júnior - RA 0028233 (CRBio 123243/04-D) – Alunos do Mestrado Profissional em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental.

Orientador: Gustavo Augusto Lacorte, Biólogo, Doutor em Genética e Evolução – CRBio 657236/04-D.

### **INTRODUÇÃO**

O solo pode ser classificado como uma coleção de corpos naturais, tridimensionais e dinâmicos, constituídos por partes sólidas, líquidas e gasosas. É formado por materiais minerais e orgânicos que ocupam a maior parte do manto superficial das extensões continentais do nosso planeta, podendo conter matéria viva e serem vegetados onde ocorrem e, eventualmente, serem modificados por interferências antrópicas (SRIVASTAVA; SHUKLA; BANSAL, 2021). Os metais potencialmente tóxicos (PTM), termo mais difundido para metais pesados, são aqueles que apresentam alta densidade ( $> 5\text{g cm}^{-3}$ ), em comparação aos demais elementos e número atômico maior que 20. Estes metais são resistentes à degradação e podem se acumular nos componentes em que manifestam sua toxicidade (YADAV *et al.*, 2019). A contaminação do solo por PTM, geralmente, é resultado de atividades antropogênicas. Ao contrário dos poluentes orgânicos, os PTM não podem ser degradados, devido principalmente ao seu poder cumulativo nos organismos vivos, representando riscos à saúde e ao ambiente (KARIMI, 2020; GARCIA & DORRONSÓ, 2010; TSEZOS, 2009).

A existência de PTM nos solos é aumentada continuamente por causa das atividades antrópicas efetuadas pelo homem, como industrialização e urbanização (LI; FENG, 2010). Contudo, a concentração destes metais presentes no solo depende de sua capacidade de retenção e suas propriedades físico-químicas, permanecendo no solo por longos períodos (EL-SHERBINY, ISMAIL, EL-HEFNAWY, 2019; KABATA, 2007). Geralmente, os PTMs são liberados no meio ambiente através de atividades industriais, fertilizantes, pesticidas e escapamento de automóveis (QASEMI *et al.*, 2018). As fábricas de cimento são uma das fontes mais comuns de poluentes, incluindo PTMs, por meio da produção de pó de cimento e gases (JAFARI, 2019).

Nas últimas décadas, existe uma preocupação mundial em atribuir efeitos de ambientes poluídos à saúde das pessoas. A Organização Mundial da Saúde relata que cerca de um quarto das doenças humanas deve-se à exposição a poluentes ambientais (SALEH, 2019). Países como China, Irã, Jamaica, Estados Unidos, Turquia, Arábia Saudita, Nigéria e Jordânia, por exemplo, realizam estudos de risco à saúde humana por PTMs, utilizando, para isso, diversos índices de qualidade à saúde, como o *Igeo*, *Cdeg.m* e *EF*, para identificar doenças que podem não estar relacionadas ao câncer, como também possíveis enfermidades ocasionadas pela exposição a PTMs que podem contribuir para desenvolvimento de algum tipo de câncer (AL-KHASHMAN, SHAWABKEH, 2006; EL-SHERBINY, ISMAIL, EL-HEFNAWY, 2019; HAN, 2020; JAFARI, 2019; KAMANI, 2018; KOLO, 2018).

A indústria de cimento apresenta elevado potencial poluidor em todas as etapas de produção (YADEGARNIA NAEINI *et al.*, 2019). Os níveis e as características das emissões dos poluentes dependem das características tecnológicas e operacionais do processo industrial; em especial, dos fornos rotativos de clínquer, da composição química e mineralógica das matérias-primas, da composição química dos combustíveis empregados, da marcha operacional dos fornos de clínquer e da eficiência dos sistemas de controle de emissão de poluentes instalados (SANTI, SEVÁ FILHO, 2004; CHEN, HONG, XU, 2015). Os poluentes primários emitidos no processo de fabricação de cimento são: material particulado, dióxido de carbono, óxidos de enxofre e óxidos de nitrogênio (BERMUDEZ *et al.*, 2010). Segundo o órgão ambiental norte-americano, as plantas de fabricação de cimento estão entre as maiores fontes de emissão de poluentes perigosos, incluindo os PTMs (USEPA, 2013; YAHAYA, OKPUZOR, AJAYI, 2013; OGUNKUNLE, FATOBA 2014). Parte significativa destes poluentes, assim como as finas partículas de poeira geradas pela queima de combustíveis no forno de clínquer, permanecem no solo (MANDAL, 2011). Essa poeira contém PTMs que são depositados no solo e causam sérios impactos ambientais e à saúde, já que estes não são biodegradados, acumulando-se (OGUNKUNLE; FATOBA, 2013).

Cerca de 2-3% do território brasileiro são formados por ambientes cársticos, estruturados em 19 regiões cársticas, as quais são caracterizadas por vastas áreas de rochas carbonáticas, sendo os calcários, os dolomitos e os mármoreos os tipos mais comuns. Devido a esta composição, essas regiões, no Brasil, são comumente utilizadas para atividades minerárias de extração de calcário para utilização na agricultura e também como insumo no processo de fabricação do cimento tipo Portland, sendo comum a instalação deste tipo de indústria nas áreas cársticas brasileiras (TRAVASSOS, 2019; KARMANN, SALLUN-FILHO, 2007).

Os parâmetros definidos pelos órgãos legisladores para definição dos Valores de Referência de Qualidade para as substâncias inorgânicas (PTMs) de ocorrência natural no solo são estabelecidos pela interpretação estatística dos resultados analíticos das amostras de solo coletadas nos principais tipos de solo dos Estados. Para caracterização dos Valores de Referência do solo, levam-se em consideração: carbono orgânico, pH em água, capacidade de troca catiônica e teores de argila, silte, areia e de óxidos de alumínio, ferro e manganês, sempre observando-se as peculiaridades das regiões (BRASIL, 2009; COPAM, 2011).

Sabendo-se que, em diversas partes do mundo, o monitoramento dos riscos à saúde por PTMs já é uma realidade e que, no Brasil, estes índices ainda não são incorporados aos procedimentos de monitoramento definidos pelos órgãos legisladores e de fiscalização nacional e local, este trabalho pretende apresentar os índices de risco à saúde por contaminação por metais potencialmente tóxicos que recomendamos que sejam incorporados à legislação para concessão de renovação de licenças, bem como programas de monitoramento obrigatório por parte das empresas. Este trabalho visa, ainda, fornecer evidências reais da necessidade da incorporação destes índices a partir de um estudo de caso de uma região cuja produção de cimento é um arranjo produtivo forte, mostrando que a aplicação dos índices de risco à saúde revelou indicações de potenciais riscos à saúde que os métodos convencionais, adotados por CONAMA e COPAM, não foram capazes de apontar.

Consideramos que este produto técnico seja tomado como um *Processo Não Patenteável* (pois se constitui num compilado de vários índices disponíveis na literatura científica) a ser incorporado no Sistema de Gestão Ambiental das plantas de produção de cimento e também previsto nos itens a serem cumpridos para a renovação de licenças de funcionamento destes empreendimentos.

## ***METODOLOGIA***

Descrição dos processos propostos a serem incorporados neste produto técnico.

### **A. Procedimento de amostragem**

Recomenda-se a coleta de 6 a 10 amostras de solo em pontos amostrais definidos no entorno de todos os lados da planta cimenteira a ser monitorada, sendo que cada ponto deve apresentar uma distância da planta de 500 metros.

Em cada ponto amostral, recomenda-se a coleta de aproximadamente 2 kg de solo superficial com profundidade entre 0 e 15 cm, com o auxílio de um trado, que deve ser limpo

com água destilada autoclavada e banhado em etanol 70%, sendo novamente lavado com água destilada autoclavada para remoção do etanol 70% (PACCHIONI, 2010).

### **B. Análise de concentração de metais potencialmente tóxicos nas amostras de solo**

Para cada uma das amostras coletadas, devem-se estimar as concentrações dos seguintes metais potencialmente tóxicos - PTMs: Cd, Pb, Co, Cu, Cr, Mn, Ni e Zn. A quantificação dos metais pesados deve ser realizada seguindo-se a metodologia de espectrometria de absorção atômica de chama ar-acetileno em laboratório com certificação adequada para este tipo de análise. Recomenda-se que o procedimento seja realizado anualmente.

### **C. Apresentação dos índices e seu método de cálculo**

São propostos os seguintes índices:

O índice de geoacumulação ( $I_{geo}$ ) realiza uma estimativa do grau de poluição do solo por PTMs de um determinado elemento acima de uma concentração de referência, proposto por Muller (1969), sendo o valor obtido enquadrado em sete classes (MOHAMMADI *et al.*, 2019).

$$I_{geo} = \log_2 \left( \frac{C_i}{1,5 \cdot B_i} \right)$$

O fator de enriquecimento (EF) é empregado para avaliar o grau de enriquecimento do metal no solo. O EF também pode ajudar a diferenciar fontes antropogênicas de fontes naturais (HAN *et al.*, 2006; LI *et al.*, 2014), sendo comumente empregado para avaliar o nível de impacto humano. O EF é calculado dividindo-se a sua proporção para o elemento de referência por uma proporção semelhante encontrada no fundo.

$$EF = (X_n/R)_{solo} / (X_n/R)_{background}$$

Os índices de avaliação de risco à saúde basearam-se no modelo desenvolvido pela USEPA (2013). Os seres humanos são expostos à contaminação principalmente por ingestão, inalação pela boca e nariz e contato dérmico. As doses de exposição não cancerosas por meio das três vias podem ser estimadas pelos seguintes índices (WANG; DUAN; WANG, 2020).

$$ADD_{ing} = C \times \frac{IngR \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT}$$

$$ADD_{inh} = C \times \frac{InhR \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT}$$

$$ADD_{derm} = C \times \frac{SA \times SL \times ABS \times EF \times ED \times EF}{BW \times AT}$$

As doses médias diárias ao longo da vida para o risco de câncer também foram estimadas, utilizando-se, para isso, o índice descrito abaixo. A Tabela 1 mostra os valores e a definição dos índices empregados para os cálculos de risco à saúde.

$$LADD = \frac{C \times EF}{AT} \times \left( \frac{CR \text{ criança} \times ED \text{ criança}}{BW \text{ criança}} + \frac{CR \text{ adultos} \times ED \text{ adultos}}{BW \text{ adultos}} \right)$$

Tabela 1: Avaliação da poluição por metais pesados e riscos à saúde humana por (YADAV *et al*, 2019).

Fatores	Definição	Unidade	Valores	
			Criança	Adulto
C	Concentração de metais pesados no solo	mg/Kg		
IngR	Taxa de ingestão de solo	mg/dia	100	50
EF	Frequência de exposição	Dias/Anos	320	320
ED	Duração da exposição	Anos	6	24
BW	Peso corporal do indivíduo exposto	Kg	18,6	80
AT	Tempo médio	Dias	ED x 365	ED x 365
InhR	Taxa de inalação do solo	m <sup>3</sup> /Kg	7,6 1,36 x	20 1,36 x
PEF	Fator de emissão de partícula	m <sup>3</sup> /Kg	10 <sup>9</sup>	10 <sup>9</sup>
AS	Área exposta da superfície da pele	cm <sup>2</sup>	2699	3950
SL	Fator de aderência à pele	mg/cm.dia	0,2	0,07
CF	Fator de conversão	Kg.mg <sup>-1</sup>	10 <sup>-6</sup>	10 <sup>-6</sup>
ABS	Fator de absorção dérmica	-	0,001	0,001

Fonte: YADAV *et. al*, 2019.

Também se recomenda a incorporação dos Quocientes de Perigo (HQ) para riscos não cancerígenos. Este índice é calculado por meio da divisão da exposição diária das doses (ADDing, ADDinh e ADDderm) de cada elemento com suas doses de referência correspondentes (RfD) (mg kg<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>). Então, os HQs dessas três vias de exposição para cada elemento são somados para se produzir um índice de risco (HI) para estimar os riscos não cancerígenos dos elementos mistos para os seres humanos. HI <1 indica que não há riscos significativos do efeito não canceroso, e HI > 1 aponta uma chance de que efeitos não cancerígenos possam ocorrer, com probabilidade de aumentar o valor conforme o HI aumenta.

Estudo de caso de uso do procedimento proposto: deposição de metais potencialmente tóxicos no solo do entorno de plantas cimenteiras em uma área cárstica do Sudeste do Brasil

## ***1. INTRODUÇÃO***

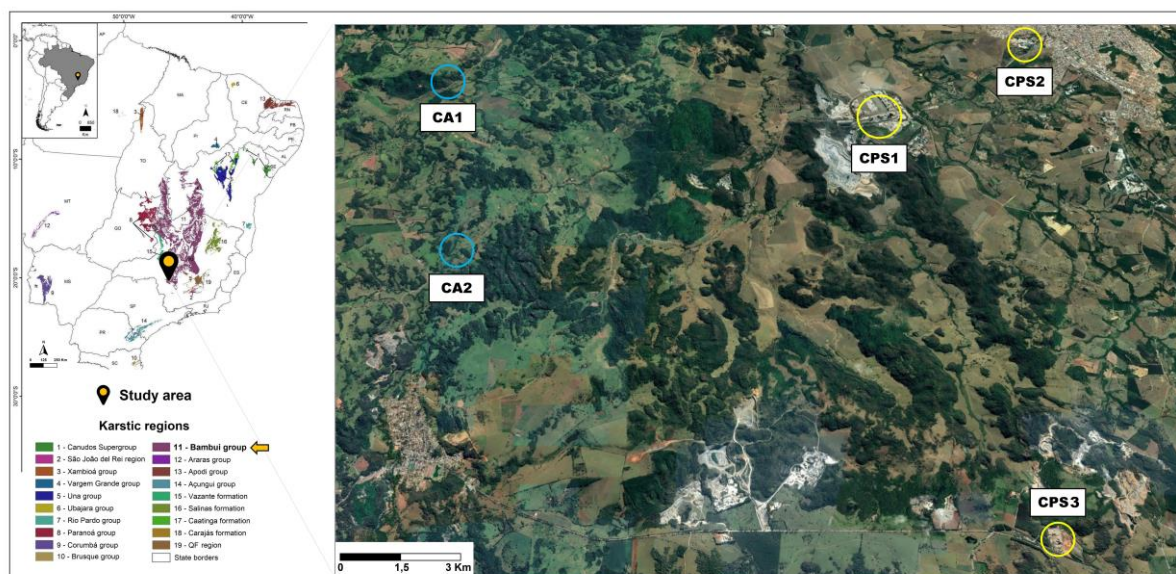
Este estudo foi realizado numa área da porção sul de uma das 19 regiões cársticas do Brasil (chamada Grupo Bambuí) localizada na Região Sudeste do País. Esta área representa um mosaico de ambientes caracterizado por áreas de intensa atividade minerária de extração de calcário agrícola, pequenas áreas de produção agrícola, assentamentos urbanos de pequeno porte e presença de algumas plantas cimenteiras (IBGE, 2020). O principal objetivo foi avaliar se existe elevação na concentração de PTMs no solo do entorno das plantas cimenteiras e estimar sua nocividade para a população humana local e o meio ambiente através de parâmetros utilizados internacionalmente. Esta investigação pretendeu, também, fornecer evidências de que estratégias convencionais de estimativas de potencial poluidor deste tipo de atividade, adotadas pelos órgãos reguladores locais, não são suficientes para estimar os riscos à saúde humana, devido à contaminação por PTMs depositados no solo do entorno de plantas cimenteiras.

## ***2. MÉTODOS***

A área de estudo compreendeu a porção sul da região cárstica, chamada Grupo Bambuí, localizada na Região Sudeste do Brasil (Figura 1). Nela, foram coletadas amostras de solo do entorno de três plantas de produção de cimento tipo Portland (nomeadas como CPS1, CPS2 e CPS3) e também amostras de solo em duas áreas de produção agrícola localizadas fora da influência das plantas de produção de cimento (distância superior a 20 km das CPS), tomadas como áreas-controle (CAs). Foram selecionados 6 pontos amostrais no entorno de cada planta de produção de cimento, sendo que cada um apresentou uma distância da planta menor que 500 metros. Em cada área-controle foram selecionados 2 pontos amostrais.

As amostras foram coletadas em uma única campanha realizada em maio de 2020 (estação seca). Em cada um dos 22 pontos amostrais, foram coletados aproximadamente 2 kg de solo superficial com profundidade entre 0 e 15 cm, com o auxílio de um trado, o qual era sempre lavado com álcool 70% e água destilada autoclavada, anteriormente à remoção de cada amostra (PACCHIONI, 2010).

Figura 1: Área de estudo compreendendo a porção sul da região cárstica, localizada na Região Sudeste do Brasil.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Para cada uma das 22 amostras coletadas, foram estimadas as concentrações dos seguintes metais potencialmente tóxicos - PTMs: Cd, Pb, Co, Cu, Cr, Mn, Ni e Zn. A quantificação dos metais pesados foi realizada seguindo-se a metodologia de espectrometria de absorção atômica de chama ar-acetileno proposta por Campos (2005). Todas as quantificações foram efetuadas por um laboratório certificado pelos órgãos reguladores (Laboratório Oceanus-Hidroquímica, REG.INEA:UN015590/55.11.10).

As análises de concentração de PTMs no solo foram realizadas utilizando-se os seguintes índices internacionalmente reconhecidos: Fator de Enriquecimento (*EF*) e Índice de Geoacumulação (*Igeo*).

Além dos índices, os valores brutos de concentração também foram incluídos na análise para fins de comparação com trabalhos similares publicados e também por serem utilizados em abordagens convencionais de verificação de contaminação por PTMs estabelecidas nas legislações vigentes do Brasil e locais (estado de Minas Gerais): Resolução CONAMA N° 420/09 (BRASIL, 2009) e COPAM N° 166/11 (COPAM, 2011), respectivamente.

Neste estudo, a avaliação de risco à saúde foi baseada no modelo desenvolvido pela USEPA (2013), descrito na seção anterior:  $ADD_{ing} + ADD_{inh} + ADD_{derm}$ ; LADD; HQ, HI e CR.

Para a análise de quantificação dos metais pesados, efetuou-se uma avaliação descritiva dos dados, incluindo estatísticas básicas como média, mediana, valores mínimos e

máximos e desvio padrão das plantas cimenteiras (CPS 1, CPS 2 e CPS 3), comparando com suas áreas-controle (CA) e seus respectivos valores de background da crosta terrestre, de acordo com TAYLOR e MCLENNAN (1995).

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

No Brasil e no estado de Minas Gerais, as legislações vigentes para verificação de contaminação por PTMs são a CONAMA N° 420/09 (BRASIL, 2009) e a Deliberação Normativa COPAM N° 166/11 (COPAM, 2011). A legislação CONAMA N° 420/09 (BRASIL, 2009) determina, em nível nacional, valores de prevenção e investigação em áreas urbana, rural e industrial. Já a Deliberação Normativa COPAM N° 166/11 (COPAM, 2011) mantém os mesmos valores contidos na CONAMA N° 420/09 (BRASIL, 2009), porém acrescenta valores de referência para qualidade no solo. A Tabela 2 apresenta os valores das duas legislações.

Tabela 2 - Valores em vigor nas legislações estadual e nacional

Substâncias Inorgânicas	Valores de referência para solo: (mg.kg <sup>-1</sup> peso seco)	
	Referência de qualidade COPAN N° 166/11	Prevenção CONAMA N° 420/09
	Cd	<0,40
Pb	19,50	72,00
Co	6,00	25,00
Cu	49,00	60,00
Cr	75,00	75,00
Mn	–	–
Ni	21,50	30,00
Zn	46,50	300,00

Fonte: Adaptado do anexo II CONAMA N° 420/09 (BRASIL, 2009) e anexo único COPAM N° 166/11 (COPAM, 2011).

Os resultados das concentrações de metais pesados, realizados por este estudo, estão discriminados abaixo, com suas estatísticas básicas.

Tabela 3 - Características estatísticas dos metais pesados na superfície do solo na região oeste de Minas Gerais (mg / kg)

mg/Kg	Proximidades plantas cimenteiras				Áreas controle				Concentração de Background
	Min	Max	Median	SD	Min	Max	Median	SD	
Cd	0,05	0,12	0,06	0,02	0,05	0,20	0,10	0,07	0,30
Pb	8,66	38,68	17,96	6,82	10,94	45,68	27,27	17,29	20,00

Co	0,49	12,19	3,88	3,39	0,81	15,95	7,03	7,37	1,90
Cu	4,00	15,30	9,06	2,86	4,90	41,00	16,73	16,66	45,00
Cr	9,89	43,62	27,84	10,06	13,96	47,21	30,28	15,83	90,00
Mn	80,78	709,91	338,20	189,41	118,02	1504,66	630,17	637,71	850,00
Ni	1,60	7,40	3,98	1,30	2,50	12,90	6,43	4,74	68,00
Zn	5,00	45,60	20,46	10,52	6,50	131,40	47,58	57,67	95,00

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

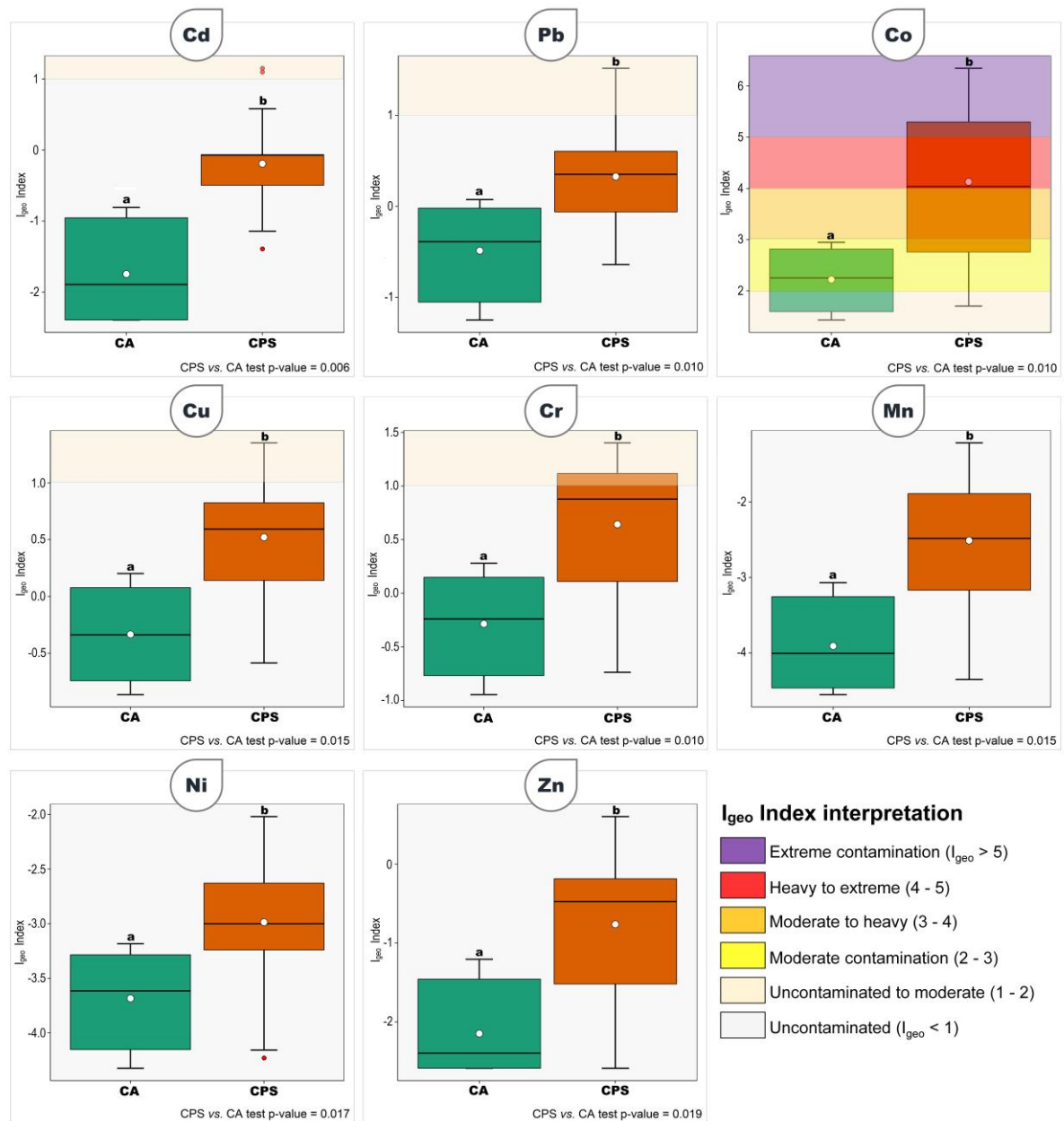
Pela análise das Tabelas 2 e 3, verifica-se que nenhum dos valores atingiu a concentração de prevenção determinada na legislação CONAMA N° 420/09 (BRASIL, 2009). Já de acordo com a CONAMA N° 166/11 (COPAM, 2011), nota-se que o metal Co atingiu concentração superior à de referência de qualidade nas áreas-controle, sendo que o mesmo aconteceu com Zn. Por esta simples análise, poderíamos avaliar que não existe contaminação por metais pesados e/ou problemas relativos à sua qualidade. Dessa forma, propomos a utilização de outros índices reconhecidos internacionalmente para verificação desta contaminação e, posteriormente, uma avaliação de riscos à saúde da população.

De acordo com a Organização Pan-Americana de Saúde - OPAS (2019) do Brasil, a avaliação de riscos à saúde humana é um processo de levantamento de dados e de análises das informações ambientais que podem causar prejuízos à saúde humana. Após essa averiguação, torna-se possível uma tomada de decisão quanto à qualidade ambiental e à saúde humana.

- **Igeo**

O primeiro índice proposto é o Índice de Geoacumulação (Igeo), desenvolvido por Müller (1969). Indica o grau de contaminação do solo por PTMs, utilizando, para seu cálculo, as concentrações encontradas neste estudo, correlacionando-as com as legislações vigentes - COPAM N° 166/11 (COPAM, 2011) e CONAMA N° 420/09 (BRASIL, 2009). Este índice é amplamente aplicado para aferir a concentração de PTMs no solo e, conseqüentemente, verificar sua qualidade (MALKOC, YAZICI, SAVAS KOPARAL, 2010; KAMANI, 2018; LANZERSTORFER, 2018).

Figura 2 - Boxplot índice Igeo para os metais deste estudo



Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

A Figura 2 demonstra que os metais Cd, Pb, Cu e Cr apresentaram, para parte dos dados, nível de contaminação classe Igeo 1, ou seja, não contaminado a moderadamente contaminado. Já o Co apresentou índices Igeo que vão de não contaminado a extremamente contaminado. A partir destes dados verificamos que para Mn, Ni e Zn os valores estão de acordo com a tabela 3, Cd, Pb, Cu e Cr apesar de apresentarem valores abaixo das legislações apresentaram classe Igeo 1 que vai de não contaminado a moderadamente contaminado. Estes dados estão de acordo com a Tabela 3, na qual estes metais também exibiram seus níveis de

concentração no solo abaixo do limite de qualidade estabelecido pela legislação, com exceção do Pb e Co.

- **Fator de enriquecimento (EF)**

A análise da Tabela 4 demonstra o cálculo do fator de enriquecimento (EF) dos PTMs no solo conforme as legislações de referência apresentando índices de enriquecimento de PTMs mínimo no solo, ou seja,  $\leq 2$ . Como o metal manganês não possui um valor de referência nas legislações adotadas, tomou-se como base o valor adotado no estudo de HAN *et al.*, 2020; MOHAMMADI *et al.*, 2019.

Tabela 4 - Fator de enriquecimento (EF) calculado de PTM a partir das amostras de solo de CA e CPS. \* EF <2, deficiência de enriquecimento mínimo; 2 <EF <5, enriquecimento moderado; 5 <EF <20, alto enriquecimento; 20 <EF <40, enriquecimento muito alto; e EF > 40, enriquecimento extremamente alto (Muller, 1969). \*\* Teste de Wilcoxon, não pareado. \*\*\* Apenas uma amostra de solo apresentou enriquecimento muito alto.

PTM	CA				Interpretação*	CPS				Interpretação	CA vs. CPS test** p-value
	Min	Max	SD	Média		Min	Max	SD	Média		
Cd	0.038	0.148	0.049	0.062	Não enriquecimento	0.123	0.830	0.171	0.252	Não enriquecimento	0.003
Pb	0.109	0.238	0.060	0.005	Não enriquecimento	0.168	1.069	0.201	0.345	Não enriquecimento	0.042
Co	0.698	1.523	0.395	0.006	Não enriquecimento	0.878	30.33***	6.745	6.207	Não enriquecimento	0.007
Cu	0.142	0.253	0.049	0.018	Não enriquecimento	0.180	0.952	0.180	0.386	Não enriquecimento	0.019
Cr	0.134	0.280	0.062	0.223	Não enriquecimento	0.162	0.987	0.198	0.424	Não enriquecimento	0.010
Mn	0.011	0.023	0.005	0.018	Não enriquecimento	0.013	0.161	0.031	0.050	Não enriquecimento	0.003
Ni	0.013	0.026	0.006	0.021	Não enriquecimento	0.014	0.092	0.017	0.034	Não enriquecimento	0.042
Zn	0.045	0.085	0.018	0.061	Não enriquecimento	0.045	0.567	0.115	0.170	Não enriquecimento	0.003

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

A análise da tabela 5 que demonstra o cálculo do fator de enriquecimento (EF) de PTM no solo demonstrou que para todos os metais em análise quando correlacionados com as respectivas legislações de referência apresentaram índices de enriquecimento de PTMs

mínimos no solo, ou seja,  $\leq 2$ . Nas áreas CA o EF calculado é ligeiramente maior que nas CPS, sugerindo que este fato pode ter relação com o uso de agrotóxicos e fertilizantes no local. O mesmo fato foi sugerido por KARIMI, 2020 quando em seus estudos em fazendo no interior do Irã mostraram contaminação do solo agrícola em relação com outros devido a utilização de agrotóxicos e fertilizantes no solo. Como o metal manganês não possui um valor de referência nas legislações adotadas, tomou-se como base o valor de referência adotados nos estudos de HAN *et al.*, 2021; MOHAMMADI *et al.*, 2019.

- **Avaliações de riscos à saúde não relacionados ao câncer:**

A estimativa do risco à saúde das populações para os solos ao redor da área de estudo foi avaliada por meio de vias orais e dérmica e por inalação. Para isso, a população foi dividida entre crianças e adultos, pois os riscos de doenças a que cada grupo está exposto são diferentes. Neste estudo, os métodos de risco à saúde, da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), foram aplicados, assim como vários outros (MOHAMMADI *et al.*, 2020; YU *et al.*, 2021; KUMAR *et al.*, 2021).

Os cálculos foram efetuados conforme as fórmulas abaixo, e a Tabela 1 apresenta todos os valores de cada variável:

$$ADD_{ing} = C \times \frac{IngR \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT}$$

$$ADD_{inh} = C \times \frac{InhR \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT}$$

$$ADD_{derm} = C \times \frac{SA \times SL \times ABS \times EF \times ED \times EF}{BW \times AT}$$

Para melhor visualização dos resultados, foi confeccionada uma tabela (Tabela 6) demonstrando os riscos à saúde relacionados à exposição a cada metal e via de exposição.

Tabela 5 - Estimativa do risco de saúde da população para os solos ao redor da área de estudo estimada por meio das vias, oral e dérmica e pelo contato

Elemento	Localização	ADD <sub>ing</sub>	ADD <sub>ing</sub>	ADD <sub>inh</sub>	ADD <sub>inh</sub>	ADD <sub>derm</sub>	ADD <sub>derm</sub>
		(Criança)	(Adulto)	(Criança)	(Adulto)	(Criança)	(Adulto)
$mg.kg^{-1} . day^{-1}$							
Cd	CPS 1	2,83E-07	1,32E-07	1,04E-11	3,87E-11	1,53E-09	7,27E-10
Pb	CPS 1	9,08E-05	4,22E-05	3,34E-09	1,24E-08	4,90E-07	2,33E-07
Co	CPS 1	1,82E-05	8,48E-06	6,71E-10	2,49E-09	9,85E-08	4,69E-08
Cu	CPS 1	4,37E-05	2,03E-05	1,61E-09	5,98E-09	2,36E-07	1,12E-07
Cr	CPS 1	1,34E-04	6,21E-05	4,91E-09	1,83E-08	7,21E-07	3,43E-07
Mn	CPS 1	1,50E-03	6,98E-04	5,52E-08	2,05E-07	8,10E-06	3,86E-06

Ni	CPS 1	1,92E-05	8,92E-06	7,05E-10	2,62E-09	1,04E-07	4,93E-08
Zn	CPS 1	9,96E-05	4,63E-05	3,66E-09	1,36E-08	5,38E-07	2,56E-07
Cd	CPS 2	2,36E-07	1,10E-07	8,66E-12	3,22E-11	1,27E-09	6,06E-10
Pb	CPS 2	6,41E-05	2,98E-05	2,36E-09	8,76E-09	3,46E-07	1,65E-07
Co	CPS 2	8,75E-06	4,07E-06	3,22E-10	1,20E-09	4,72E-08	2,25E-08
Cu	CPS 2	3,32E-05	1,54E-05	1,22E-09	4,53E-09	1,79E-07	8,52E-08
Cr	CPS 2	9,26E-05	4,31E-05	3,40E-09	1,27E-08	5,00E-07	2,38E-07
Mn	CPS 2	9,69E-04	4,50E-04	3,56E-08	1,32E-07	5,23E-06	2,49E-06
Ni	CPS 2	1,47E-05	6,83E-06	5,40E-10	2,01E-09	7,93E-08	3,78E-08
Zn	CPS 2	6,24E-05	2,90E-05	2,29E-09	8,53E-09	3,37E-07	1,60E-07
Cd	CPS 3	2,90E-07	1,35E-07	1,07E-11	3,97E-11	1,57E-09	7,46E-10
Pb	CPS 3	9,92E-05	4,61E-05	3,65E-09	1,36E-08	5,35E-07	2,55E-07
Co	CPS 3	2,79E-05	1,30E-05	1,03E-09	3,82E-09	1,51E-07	7,18E-08
Cu	CPS 3	5,12E-05	2,38E-05	1,88E-09	7,01E-09	2,76E-07	1,32E-07
Cr	CPS 3	1,67E-04	7,79E-05	6,16E-09	2,29E-08	9,04E-07	4,31E-07
Mn	CPS 3	2,31E-03	1,08E-03	8,50E-08	3,16E-07	1,25E-05	5,95E-06
Ni	CPS 3	2,25E-05	1,04E-05	8,26E-10	3,07E-09	1,21E-07	5,78E-08
Zn	CPS 3	1,27E-04	5,92E-05	4,68E-09	1,74E-08	6,87E-07	3,27E-07
Cd	CA	4,83E-07	2,24E-07	1,77E-11	6,60E-11	2,60E-09	1,24E-09
Pb	CA	1,29E-04	5,98E-05	4,73E-09	1,76E-08	6,94E-07	3,31E-07
Co	CA	3,32E-05	1,54E-05	1,22E-09	4,53E-09	1,79E-07	8,53E-08
Cu	CA	7,88E-05	3,67E-05	2,90E-09	1,08E-08	4,26E-07	2,03E-07
Cr	CA	1,43E-04	6,64E-05	5,25E-09	1,95E-08	7,71E-07	3,67E-07
Mn	CA	2,97E-03	1,38E-03	1,09E-07	4,06E-07	1,60E-05	7,64E-06
Ni	CA	3,03E-05	1,41E-05	1,11E-09	4,14E-09	1,63E-07	7,79E-08
Zn	CA	2,24E-04	1,04E-04	8,24E-09	3,07E-08	1,21E-06	5,77E-07

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Avaliando a Tabela 5, nota-se que, para todos os PTMs, os adultos possuem uma maior absorção de PTMs por meio das vias de ingestão e inalação. Já por via dérmica, as crianças demonstraram possuir maior absorção de PTMs que os adultos. Este fato deve-se ao desenvolvimento delas, que absorvem maior quantidade de PTMs que os adultos por via dérmica (HUANG *et al.*, 2021).

Os resultados exibidos na Tabela 5 revelam ainda que, grande parte das áreas impactadas (CPS), possuem absorção de metais pelas três vias de exposição maiores do que em áreas-controle (CA) que estão a mais de 20 km de distância das CPS, demonstrando que o acúmulo de PTMs nesta região deve-se ao fator antrópico da produção de cimento e a toda a cadeia que a compõe.

O próximo índice a ser exposto é o quociente de perigo (HQ), que pode ser expresso como a razão entre ADI (valores de ingestão diários), calculada para cada PTM pela sua dose

de referência (RfD) (LI *et al.*, 2014; ROSTAMI *et al.*, 2019), conforme pode ser visualizado na Tabela 6.

Se o valor de HQ obtido for inferior a 1, é improvável que as pessoas expostas sofram impactos prejudiciais à saúde. Já no caso de o HQ exceder o valor 1, então pode haver preocupação sobre impactos não cancerígenos em potencial (NADDAFI *et al.*, 2019).

Tabela 6 – Quociente de perigo (HQ) de PTMs por ingestão, inalação e via dérmica

Elemento	Localização	HQ <sub>ing</sub>	HQ <sub>ing</sub>	HQ <sub>inh</sub>	HQ <sub>inh</sub>	HQ <sub>derm</sub>	HQ <sub>derm</sub>	HI	HI	Risco não Carcinogênico
		(Criança)	(Adulto)	(Criança)	(Adulto)	(Criança)	(Adulto)	(Criança)	(Adulto)	
$\text{mg.kg}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$										
Cr	CPS 1	2,83E-10	1,32E-07	1,04E-16	3,87E-11	1,53E-12	7,27E-10	2,84E-10	1,32E-10	Não
Mn	CPS 1	3,18E-07	4,22E-05	1,75E-11	1,24E-08	1,72E-09	2,33E-07	3,19E-07	1,49E-07	Não
Co	CPS 1	1,82E-07	8,48E-06	1,07E-11	2,49E-09	5,62E-13	4,69E-08	1,82E-07	8,49E-08	Não
Ni	CPS 1	1,75E-06	2,03E-05	1,93E-11	5,98E-09	9,43E-09	1,12E-07	1,76E-06	8,17E-07	Não
Cu	CPS 1	4,01E-07	6,21E-05	2,95E-13	1,83E-08	2,06E-11	3,43E-07	4,01E-07	1,86E-07	Não
Zn	CPS 1	6,90E-05	6,98E-04	1,02E-10	2,05E-07	1,16E-10	3,86E-06	6,90E-05	3,21E-05	Não
Cd	CPS 1	3,84E-07	8,92E-06	3,81E-12	2,62E-09	2,13E-09	4,93E-08	3,86E-07	1,79E-07	Não
Pb	CPS 1	2,99E-05	4,63E-05	2,20E-10	1,36E-08	1,61E-07	2,56E-07	3,00E-05	1,40E-05	Não
Cr	CPS 2	2,36E-10	1,10E-07	8,66E-17	3,22E-11	1,27E-12	6,06E-10	2,37E-10	1,10E-10	Não
Mn	CPS 2	2,24E-07	2,98E-05	1,24E-11	8,76E-09	1,22E-09	1,65E-07	2,25E-07	1,05E-07	Não
Co	CPS 2	8,75E-08	4,07E-06	5,15E-12	1,20E-09	2,70E-13	2,25E-08	8,75E-08	4,07E-08	Não
Ni	CPS 2	1,33E-06	1,54E-05	1,46E-11	4,53E-09	7,16E-09	8,52E-08	1,33E-06	6,20E-07	Não
Cu	CPS 2	2,78E-07	4,31E-05	2,04E-13	1,27E-08	1,43E-11	2,38E-07	2,78E-07	1,29E-07	Não
Zn	CPS 2	4,46E-05	4,50E-04	6,55E-11	1,32E-07	7,48E-11	2,49E-06	4,46E-05	2,07E-05	Não
Cd	CPS 2	2,94E-07	6,83E-06	2,92E-12	2,01E-09	1,63E-09	3,78E-08	2,95E-07	1,37E-07	Não
Pb	CPS 2	1,87E-05	2,90E-05	1,38E-10	8,53E-09	1,01E-07	1,60E-07	1,88E-05	8,75E-06	Não
Cr	CPS 3	2,90E-04	1,35E-07	1,07E-16	3,97E-11	1,57E-12	7,46E-10	2,90E-04	1,36E-10	Não
Mn	CPS 3	2,83E-02	4,61E-05	1,91E-11	1,36E-08	1,88E-09	2,55E-07	2,83E-02	1,62E-07	Não
Co	CPS 3	2,79E-03	1,30E-05	1,64E-11	3,82E-09	8,61E-13	7,18E-08	2,79E-03	1,30E-07	Não
Ni	CPS 3	1,28E-03	2,38E-05	2,26E-11	7,01E-09	1,11E-08	1,32E-07	1,28E-03	9,58E-07	Não
Cu	CPS 3	5,58E-02	7,79E-05	3,69E-13	2,29E-08	2,59E-11	4,31E-07	5,58E-02	2,34E-07	Não
Zn	CPS 3	5,03E-02	1,08E-03	1,56E-10	3,16E-07	1,79E-10	5,95E-06	5,03E-02	4,95E-05	Não
Cd	CPS 3	1,12E-03	1,04E-05	4,46E-12	3,07E-09	2,50E-09	5,78E-08	1,12E-03	2,10E-07	Não
Pb	CPS 3	4,24E-04	5,92E-05	2,81E-10	1,74E-08	2,06E-07	3,27E-07	4,25E-04	1,79E-05	Não
Cr	CA	4,83E-10	2,24E-07	1,77E-16	6,60E-11	2,60E-12	1,24E-09	4,85E-10	2,26E-10	Não
Mn	CA	4,50E-07	5,98E-05	2,48E-11	1,76E-08	2,44E-09	3,31E-07	4,52E-07	2,10E-07	Não
Co	CA	3,32E-07	1,54E-05	1,95E-11	4,53E-09	1,02E-12	8,53E-08	3,32E-07	1,54E-07	Não
Ni	CA	3,15E-06	3,67E-05	3,48E-11	1,08E-08	1,70E-08	2,03E-07	3,17E-06	1,47E-06	Não
Cu	CA	4,28E-07	6,64E-05	3,15E-13	1,95E-08	2,20E-11	3,67E-07	4,28E-07	1,99E-07	Não
Zn	CA	1,37E-04	1,38E-03	2,01E-10	4,06E-07	2,29E-10	7,64E-06	1,37E-04	6,35E-05	Não

Cd	CA	6,06E-07	1,41E-05	6,01E-12	4,14E-09	3,37E-09	7,79E-08	6,09E-07	2,83E-07	Não
Pb	CA	6,73E-05	1,04E-04	4,95E-10	3,07E-08	3,63E-07	5,77E-07	6,76E-05	3,15E-05	Não

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

A análise da Tabela 6 permite aferir que os índices  $HQ_{ing}$ ,  $HQ_{inh}$  e  $HQ_{derm}$  apresentaram, para todos os PTMs, tanto para crianças e adultos, valores inferiores a 1, significando haver preocupação sobre impactos não cancerígenos para estes PTMs na população.

O índice HI, também chamado de perigo total, é calculado somando-se todos os índices anteriores para a respectiva população, ou seja,  $HQ_{ing}$  (Criança) +  $HQ_{inh}$  (Criança) +  $HQ_{derm}$  (Criança) = HI (Criança) e  $HQ_{ing}$  (Adulto) +  $HQ_{inh}$  (Adulto) +  $HQ_{derm}$  (Adulto) = HI (Adulto). Esta somatória também demonstrou que não existe riscos não carcinogênicos para a população já que os valores estão inferiores a 1 para todos os PTMs.

- **Avaliações de riscos à saúde relacionados ao câncer:**

O próximo índice, chamado de LADD, é calculado para demonstrar a exposição a substâncias cancerígenas. Para exibir os resultados, também foi confeccionada uma tabela.

Tabela 7 - Riscos de câncer por metal e localização

Elemento	Localização	LADD	LADD	LADD
		(Ingestão)	(Inalação)	(Dérmica)
$mg.kg^{-1} . day^{-1}$				
Cd	CPS 1	1,01E-09	1,81E-13	7,16E-12
Pb	CPS 1	3,24E-07	5,82E-11	2,30E-09
Co	CPS 1	6,50E-08	1,17E-11	4,62E-10
Cu	CPS 1	1,56E-07	2,80E-11	1,11E-09
Cr	CPS 1	4,76E-07	8,56E-11	3,38E-09
Mn	CPS 1	5,35E-06	9,62E-10	3,80E-08
Ni	CPS 1	6,84E-08	1,23E-11	4,85E-10
Zn	CPS 1	3,55E-07	6,38E-11	2,52E-09
Cd	CPS 2	1,01E-09	1,81E-13	7,16E-12
Pb	CPS 2	2,28E-07	4,11E-11	1,62E-09
Co	CPS 2	3,12E-08	5,61E-12	2,21E-10
Cu	CPS 2	1,18E-07	2,12E-11	8,39E-10
Cr	CPS 2	3,30E-07	5,93E-11	2,34E-09
Mn	CPS 2	3,45E-06	6,21E-10	2,45E-08
Ni	CPS 2	5,24E-08	9,41E-12	3,72E-10
Zn	CPS 2	2,22E-07	4,00E-11	1,58E-09
Cd	CPS 3	1,01E-09	1,81E-13	7,16E-12
Pb	CPS 3	3,54E-07	6,36E-11	2,51E-09

Co	CPS 3	9,95E-08	1,79E-11	7,06E-10
Cu	CPS 3	1,83E-07	3,28E-11	1,30E-09
Cr	CPS 3	5,97E-07	1,07E-10	4,24E-09
Mn	CPS 3	8,25E-06	1,48E-09	5,85E-08
Ni	CPS 3	8,01E-08	1,44E-11	5,69E-10
Zn	CPS 3	4,54E-07	8,16E-11	3,22E-09
Cd	CA	1,01E-09	1,81E-13	7,16E-12
Pb	CA	1,70E-07	3,06E-11	1,21E-09
Co	CA	1,26E-08	2,27E-12	8,95E-11
Cu	CA	8,28E-08	1,49E-11	5,87E-10
Cr	CA	2,37E-07	4,27E-11	1,68E-09
Mn	CA	1,99E-06	3,58E-10	1,41E-08
Ni	CA	4,07E-08	7,32E-12	2,89E-10
Zn	CA	1,24E-07	2,23E-11	8,80E-10

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

A Tabela 7 mostra que as áreas CPS possuem maior risco de exposição aos PTMs: Mn > Cr > Zn > Pb > Zn > Cu > Ni > Cd, seguidas das áreas nas proximidades da CPS 3, sendo que a exposição nas áreas das proximidades CPS 1 e 2 mostraram-se homogêneas.

Os riscos cancerígenos para humanos são estimados usando-se as doses médias diárias multiplicadas pelos respectivos fatores de inclinação (SF) (ZENG *et al.*, 2015). Estes são o limite de probabilidade de um indivíduo desenvolver câncer como resultado de uma exposição ao longo da vida a um determinado agente por ingestão ou inalação. Quando o SF estiver na faixa  $< 1 \times 10^{-6}$  (risco insignificante), entre  $1 \times 10^{-6} < 1 \times 10^{-4}$  (risco aceitável ou tolerável), e quando for  $> 1 \times 10^{-4}$  (risco inaceitável), (MAO *et al.*, 2019). Na Tabela 8, estão os resultados deste índice.

Observa-se que o CR (Tabela 8) para as crianças apresentou riscos carcinogênicos para os PTMs Cr e Co em todos os locais amostrados, com exceção de um ponto na CPS 3 e 2. Já para o grupo de adultos também foi apresentado riscos carcinogênicos para o PTMS Cr, para os outros PTMs (Co, Pb, Ni e Cd) apresentaram riscos baixos ou inexistentes.

Tabela 8: Cálculo risco de doenças carcinogênicas

Elemento	Localização	CR (Criança)	Risco carcinogênico	CR (Adulto)	Risco carcinogênico
Cd	CPS 1	2,00E-06	Baixo	9,33E-07	Não
Pb	CPS 1	2,56E-05	Baixo	1,19E-05	Baixo
Co	CPS 1	1,80E-04	Sim	8,36E-05	Baixo
Cu	CPS 1	-	-	-	-

Cr	CPS 1	5,64E-03	Sim	2,62E-03	Sim
Mn	CPS 1	-	-	-	-
Ni	CPS 1	1,62E-05	Baixo	7,54E-06	Baixo
Zn	CPS 1	-	-	-	-
Cd	CPS 2	1,67E-06	Baixo	7,77E-07	Não
Pb	CPS 2	1,80E-05	Baixo	8,39E-06	Baixo
Co	CPS 2	8,62E-05	Baixo	4,01E-05	Baixo
Cu	CPS 2	-	-	-	-
Cr	CPS 2	3,91E-03	Sim	1,82E-03	Sim
Mn	CPS 2	-	-	-	-
Ni	CPS 2	1,24E-05	Baixo	5,77E-06	Baixo
Zn	CPS 2	-	-	-	-
Cd	CPS 3	2,06E-06	Baixo	9,56E-07	Não
Pb	CPS 3	2,79E-05	Baixo	1,30E-05	Baixo
Co	CPS 3	2,75E-04	Sim	1,28E-04	Sim
Cu	CPS 3	-	-	-	-
Cr	CPS 3	7,07E-03	Baixo	3,29E-03	Sim
Mn	CPS 3	-	-	-	-
Ni	CPS 3	1,90E-05	Baixo	8,83E-06	Baixo
Zn	CPS 3	-	-	-	-
Cd	CA	3,42E-06	Baixo	1,59E-06	Baixo
Pb	CA	3,62E-05	Baixo	1,68E-05	Baixo
Co	CA	3,27E-04	Sim	1,52E-04	Sim
Cu	CA	-	-	-	-
Cr	CA	6,03E-03	Sim	2,80E-03	Sim
Mn	CA	-	-	-	-
Ni	CA	2,56E-05	Baixo	1,19E-05	Baixo
Zn	CA	-	-	-	-

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

#### 4. CONCLUSÕES

Neste estudo, a distribuição espacial e as fontes dos metais foram investigadas na superfície do solo na região cárstica do Oeste de Minas Gerais. A avaliação das estatísticas básicas demonstrou que apenas Co e Pb ultrapassaram o limite de referência de qualidade de solo permitido pela legislação estadual, e nenhum outro metal atingiu o limite de prevenção autorizado pela legislação federal. Porém, recomendamos que a simples aferição do valor de concentração do metal, em comparação com a legislação, não deve ser levada em consideração como é feito no Brasil e em Minas Gerais atualmente. Os índices propostos – *Igeo* e *EF* - também devem ser considerados para os cálculos de qualidade do solo. Recomenda-se, ainda, a análise de risco à saúde, pois, a partir dela, foi possível demonstrar que a população local está

exposta a riscos potenciais de doenças associadas aos PTMs, por todas as vias de acesso. Outros dois índices recomendados são o HQ e o CR; o HI determina o valor de desenvolvimento de doenças não carcinogênicas de cada PTM separadamente, sendo que  $Cu > Zn > Mn > Ni > Cd$  para a população de crianças e para os adultos foram  $Zn > Pb > Ni$  que se destacaram. Já o CR representa o risco total de doenças cancerígenas ligadas à contaminação por PTMs, apresentando riscos para Cr e Co, com os outros PTMs apresentando riscos baixos. Portanto, para a região, uma avaliação de contaminação e riscos potenciais à saúde, detalhada e periódica nas áreas deste estudo, deve ser realizada com o propósito de proteger os solos da acumulação de PTMs a longo prazo e, conseqüentemente, preservar a saúde dos habitantes desta importante região de Minas Gerais.

## 5. REFERÊNCIAS

- AL-KHASHMAN, O. A., & SHAWABKEH, R. A. (2006). Metals distribution in soils around the cement factory in southern Jordan. **Environmental pollution**, 140(3), 387-394.
- BERMUDEZ, Gonzalo MA et al. Heavy metal pollution in topsoils near a cement plant: the role of organic matter and distance to the source to predict total and HCl-extracted heavy metal concentrations. **Chemosphere**, v. 78, n. 4, p. 375-381, 2010.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF**, 30 dez. 2009. Seção 1, 20p.
- CAMPOS, Mari Lucia et al. Determinação de cádmio, cobre, cromo, níquel, chumbo e zinco em fosfatos de rocha. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, n. 4, p. 361-367, 2005.
- CHEN, Wei; HONG, Jinglan; XU, Changqing. Pollutants generated by cement production in China, their impacts, and the potential for environmental improvement. **Journal of Cleaner Production**, v. 103, p. 61-69, 2015.
- COPAM. Conselho Estadual de Política Ambiental. Minas Gerais. Deliberação Normativa copam nº 166, de 29 de junho de 2011. Altera o Anexo I da Deliberação Normativa Conjunta Copam CERH nº 2 de 6 de setembro de 2010, estabelecendo os Valores de Referência de Qualidade dos Solos. **Belo Horizonte**, 2011. Acesso em: 09 set. 2020.
- EL-SHERBINY, Mohsen M.; ISMAIL, Ali I.; EL-HEFNAWY, Mohamed E. A preliminary assessment of potential ecological risk and soil contamination by heavy metals around a cement factory, western Saudi Arabia. **Open Chemistry**, v. 17, n. 1, p. 671-684, 2019.
- GARCIA, I.; DORRONSORO, C. Contaminacion del Suelo. Curso: **Tecnología de Suelos**. Tema 15. 2010. Disponível em: <<http://edafologia.ugr.es/conta/tema15/riesgos.htm>> Acessado em: 06 set. 2020.

HAN, Qiao et al. Health risk assessment and bioaccessibilities of heavy metals for children in soil and dust from urban parks and schools of Jiaozuo, China. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 191, p. 110157, 2020.

HUANG, Zhifeng et al. Distribution, toxicity load, and risk assessment of dissolved metal in surface and overlying water at the Xiangjiang River in southern China. **Scientific reports**, v. 11, n. 1, p. 1-12, 2021.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo cidades 2020**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/>>. Acessado em 03 set. 2020.

JAFARI, Ali et al. Soil pollution evaluation and health risk assessment of heavy metals around Douroud cement factory, Iran. **Environmental Earth Sciences**, v. 78, n. 8, p. 250, 2019.

KABATA-Pendias A., Mukherjee A. B., Trace elements from soil to human. Springer **Science and Business Media**, 2007.

KAMANI, Hossein et al. Concentration and ecological risk of heavy metal in street dusts of Eslamshahr, Iran. Human and ecological risk assessment: **an international journal**, v. 24, n. 4, p. 961-970, 2018.

KARIMI, Azam et al. Assessment of human health risks and pollution index for heavy metals in farmlands irrigated by effluents of stabilization ponds. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-11, 2020.

KARMANN, I.; SALLUN FILHO, W. Paisagens subterrâneas do Brasil. **Ciência Hoje**, São Paulo, v. 40, n. 235, p.18-25, 2007.

KOLO, Matthew Tikpangi et al. Assessment of health risk due to the exposure of heavy metals in soil around mega coal-fired cement factory in Nigeria. **Results in Physics**, v. 11, p. 755-762, 2018.

KUMAR, Sazal et al. Distribution, contamination status and source of trace elements in the soil around brick kilns. **Chemosphere**, v. 263, p. 127882, 2021.

LANZERSTORFER, Christof. Heavy metals in the finest size fractions of road-deposited sediments. **Environmental Pollution**, v. 239, p. 522-531, 2018.

LI, Xiaoping; FENG, Linna. Multivariate and geostatistical analyzes of metals in urban soil of Weinan industrial areas, Northwest of China. **Atmospheric Environment**, v. 47, p. 58-65, 2012.

LI, Zhiyuan et al. **A review of soil heavy metal pollution from mines in China: pollution and health risk assessment**. Science of the total environment, v. 468, p. 843-853, 2014.

MALKOC, Semra; YAZICI, Berna; SAVAS KOPARAL, A. Assessment of the levels of heavy metal pollution in roadside soils of Eskisehir, Turkey. **Environmental toxicology and chemistry**, v. 29, n. 12, p. 2720-2725, 2010.

MAO, Changping et al. Human health risks of heavy metals in paddy rice based on transfer characteristics of heavy metals from soil to rice. **Catena**, v. 175, p. 339-348, 2019.

MOHAMMADI, Ali Akbar et al. Assessment of heavy metal pollution and human health risks assessment in soils around an industrial zone in Neyshabur, Iran. **Biological trace element research**, p. 1-10, 2019.

MULLER, G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. **Geojournal**, v. 2, p. 108-118, 1969.

NADDAFI, Kazem et al. Indoor air quality in waterpipe cafés: exposure level to particulate matter. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 26, p. 26605-26616, 2019.

OGUNKUNLE, Clement Oluseye; FATOBA, Paul Ojo. Contamination and spatial distribution of heavy metals in topsoil surrounding a mega cement factory. **Atmos Pollut Res** 2014; 5(2): 270-82. doi: 10.5094/APR.2014.033.

OGUNKUNLE, Clement Oluseye; FATOBA, Paul Ojo. Pollution Loads and the Ecological Risk Assessment of Soil Heavy Metals around a Mega Cement Factory in Southwest Nigeria. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 22, n. 2, 2013.

OPAS. Organização Pan-Americana de Saúde. **Vigilância em Saúde Ambiental**. Brasil. Disponível em:

<[https://www.paho.org/bra/index.php?option=com\\_content&view=article&id=375:avaliacao-de-risco-a-saude-humana&Itemid=839](https://www.paho.org/bra/index.php?option=com_content&view=article&id=375:avaliacao-de-risco-a-saude-humana&Itemid=839)>. Acessado em 23 mar. 2021.

PACCHIONI, Ralfo Goes. Metagenômica comparativa de solo de regiões de Mata Atlântica e Caatinga do Estado do Rio Grande do Norte-Brasil. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.2010.

QASEMI, Mehdi et al. Health risk assessment of nitrate exposure in groundwater of rural areas of Gonabad and Bajestan, Iran. **Environmental earth sciences**, v. 77, n. 15, p. 551, 2018.

ROSTAMI, Roohollah et al. Exposure and risk assessment of PAHs in indoor air of waterpipe cafés in Ardebil, Iran. **Building and Environment**, v. 155, p. 47-57, 2019.

SALEH, Hossein Najafi et al. Carcinogenic and non-carcinogenic risk assessment of heavy metals in groundwater wells in Neyshabur Plain, Iran. **Biological trace element research**, v. 190, n. 1, p. 251-261, 2019.

SANTI, Auxiliadora Maria Moura; SEVÁ FILHO, Arsênio Oswaldo. Combustíveis e riscos ambientais na fabricação de cimento: **casos na Região do Calcário ao Norte de Belo Horizonte e possíveis generalizações**. 2004.

SRIVASTAVA, Pallavi; SHUKLA, Aasheesh; BANSAL, Atul. A comprehensive review on soil classification using deep learning and computer vision techniques. **Multimedia Tools and Applications**, p. 1-28, 2021.

TAYLOR, Stuart Ross; MCLENNAN, Scott M. The geochemical evolution of the continental crust. **Reviews of geophysics**, v. 33, n. 2, p. 241-265, 1995.

TRAVASSOS, Lep. **Princípios de carstologia e geomorfologia cárstica**. Brasília: ICMBio, 2019.

TSEZOS, Marios. Metal-microbes interactions: beyond environmental protection. In: **Advanced Materials Research**. Trans Tech Publications Ltd, 2009. P. 527-532.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Indicators of the Environmental Impacts of Transportation, United States Environmental Protection Agency**. 2013.

WANG, Yazhu; DUAN, Xuejun; WANG, Lei. Spatial distribution and source analysis of heavy metals in soils influenced by industrial enterprise distribution: Case study in Jiangsu Province. **Science of The Total Environment**, v. 710, p. 134953, 2020.

YADAV, Ishwar Chandra et al. Spatial distribution, source analysis, and health risk assessment of heavy metals contamination in house dust and surface soil from four major cities of Nepal. **Chemosphere**, v. 218, p. 1100-1113, 2019.

YADEGARNIA NAEINI, Firouzeh et al. Ecological risk assessment of heavy metals from cement factory dust. **Environmental Health Engineering and Management Journal**, v. 6, n. 2, p. 129-137, 2019.

YAHAYA, T.; OKPUZOR, J.; AJAYI, T. The protective efficacy of selected phytonutrients on liver enzymes of albino rats exposed to cement dust. **IOSR J Pharm Biol Sci**, v. 8, n. 3, p. 38-44, 2013.

YU, Bo et al. Analyzing environmental risk, source and spatial distribution of potentially toxic elements in dust of residential area in Xi'an urban area, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 208, p. 111679, 2021.

ZENG, Fanfu et al. Heavy metal contamination in rice-producing soils of Hunan province, China and potential health risks. **International journal of environmental research and public health**, v. 12, n. 12, p. 15584-15593, 2015.

**APÊNDICE B – CÓPIA  
NOTA TÉCNICA  
ENVIADA AO  
MINISTÉRIO PÚBLICO E  
AO NÚCLEO DE  
DENÚNCIAS E  
REQUISICÕES ALTO SÃO  
FRANCISCO (NUDEN ASF)**

## **Contaminação do solo por metais pesados liberados de plantas cimenteiras nas cidades de Arcos e Pains em Minas Gerais**

Pesquisa realizada no IFMG/BambuÍ – Laboratório de Biologia Molecular

Thiago Augusto da Costa Silva RA 0028234 (CRBio 087571/04-D) – Aluno do Mestrado Profissional em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental

Marcos de Paula Júnior (CRBio 123243/04-D) – Mestre em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental

Orientador: Gustavo Augusto Lacorte (CRBio 657236/04-D) – Doutor em Genética e Evolução

Coorientador: Washington Santos Silva – Doutor em Estatística e Experimentação

Nº da ART vinculada: 20201000104402

### **INTRODUÇÃO**

O solo é pode ser classificado como uma coleção de corpos naturais, constituídos por partes sólidas, líquidas e gasosas, tridimensionais, dinâmicos, formados por materiais minerais e orgânicos que ocupam a maior parte do manto superficial das extensões continentais do nosso planeta, podem conter matéria viva e serem vegetados onde ocorrem e, eventualmente, serem modificados por interferências antrópicas (EMBRAPA SOLOS, 2018).

A ABNT (NBR 6502) define solo como “Material proveniente da decomposição das rochas pela ação de agentes físicos ou químicos, podendo ou não ter matéria orgânica”, ou simplesmente, produto da decomposição e desintegração da rocha pela ação de agentes atmosféricos.

Segundo Araújo (2007), o solo é um recurso natural vital para o funcionamento do ecossistema terrestre, representando um balanço entre fatores químicos, físico e biológicos. DE Brock (2016. Pág. 608) explica que os solos vegetais são compostos por pelo menos quatro componentes, sendo eles: 40% aproximadamente de matéria mineral inorgânica, geralmente 5 % de matéria orgânica, 50% de ar e água e aproximadamente 5% de microrganismos e organismos macroscópicos.

A qualidade do solo é definida como a capacidade em funcionar dentro do ecossistema para sustentar a produtividade biológica, manter a qualidade ambiental e promover a saúde das plantas e animais. Para mensurar a qualidade do solo faz-se necessário a utilização de indicadores, que são atributos que medem ou refletem o status ambiental ou a condição de sustentabilidade do ecossistema.

A sua contaminação por metais pesados, geralmente é resultado de atividades antropogênicas. Ao contrário dos poluentes orgânicos, os metais pesados não podem ser degradados representando um risco ambiental persistente (TSEZOS, 2009).

Muitas vezes as atividades humanas, causam ou agravam o problema do solo, incluindo a erosão e o esgotamento de minerais. Tais atividades não promovem o seu uso sustentável, isto é, não existindo uma preocupação com sua preservação de modo que as gerações futuras possam usufruir deste (RAVEN E BERG, 2004).

A existência de metais pesados nos solos é aumentada continuamente devido às atividades antrópicas feitas pelo homem, como industrialização e urbanização (LI E FENG, 2010). Contudo a concentração de metais pesados presentes no solo depende muito de sua capacidade de retenção e suas propriedades físico-químicas, permanecendo no solo por longos períodos de tempo (EL SHERBINY, 2019; KABATA, 2007).

Geralmente, metais pesados podem liberar-se no meio ambiente por meio de atividades industriais, fertilizantes, pesticidas e escapamento de automóveis (QASEMI *et al.*, 2018). As fábricas de cimento são uma das fontes mais comuns de poluentes, incluindo metais pesados, através da produção de pó de cimento e gases (JAFARI 2019).

De acordo com YADEGARNIA, 2019 a indústria de cimento apresenta elevado potencial poluidor em todas as etapas de produção. Os níveis e as características das emissões dos poluentes dependem das características tecnológicas e operacionais do processo industrial, em especial, dos fornos rotativos de clínquer, da composição química e mineralógica das matérias-primas, da composição química dos combustíveis empregados; da marcha operacional dos fornos de clínquer e da eficiência dos sistemas de controle de emissão de poluentes instalados (SANTI, 2004; CHEN, 2015).

Parte significativa destes poluentes se depositam no solo, inclusive a queima de combustíveis para o forno de clínquer geravam finas partículas de poeira que eram depositadas no solo (MANDAL, 2011). Essa poeira contém metais pesados que são depositados no solo que causam sérios impactos ambientais já que o mesmo não é biodegradado, acumulando-se (OGUNKUNLE, 2013).

As cidades de Arcos e Pains estão localizadas na mesorregião Oeste de Minas Gerais, juntas possuem população estimada de 48.375 pessoas, sendo que grande parte da economia da região advém da extração de calcário pela indústria de cimento, demonstrando assim sua importância para a região (IBGE, 2019).

Diante do exposto, este documento tem como objetivo demonstrar a contaminação do solo por metais pesados liberados a partir da fabricação de cimento. A partir deste as autoridades competentes, a comunidade acadêmica e as plantas cimenteiras podem ter ciência dos acontecimentos e tomarem as medidas cabíveis, trazendo retorno a sociedade das cidades em questão e ao meio ambiente.

## **METODOLOGIA**

Foram delineados para a execução do projeto 26 pontos de coleta das amostras de solo nas duas regiões, representando os ambientes impactados e controle nas 2 cidades da seguinte forma: 6 amostras nas proximidades da CPS 1, 6 amostras nas proximidades da CPS 2, 6 amostras nas proximidades da CPS 3, 2 amostras no perímetro urbano da cidade de Arcos/MG, 2 amostras no perímetro rural da cidade de Arcos/MG, 2 amostras no perímetro urbano da cidade de Pains/MG e 2 amostras no perímetro rural da cidade de Pains/MG.

Os pontos de coleta estavam localizados em um raio de até 6 quilômetros das plantas cimenteiras (áreas impactadas) e os pontos urbanos e rurais (áreas controle) em regiões das respectivas cidades com mais 20 quilômetros de distância das plantas cimenteiras, longe de sua influência para avaliar a dispersão e deposição dos metais pesados no solo. (DINIS *et al.*, 2011).

O motivo da escolha das cidades como estudo deve-se ao fato da proximidade entre as duas e ambas possuírem plantas cimenteiras. Todas as amostras foram coletadas no mês de maio de 2019 e foi respeitado o limite mínimo de 10 metros de distância entre os pontos de coleta para possibilitar maior quantidade de material e representatividade do solo da região.

Foram coletados aproximadamente 2 quilos de solo em cada ponto, com profundidade entre 10 e 20 centímetros e armazenados em sacos plásticos esterilizados, lacrados e identificados com uma ficha catalográfica. (MANDAL, 2011; DE MORAES & HORN, 2010).

As amostras foram coletadas com a utilização de um trado, o qual foi sempre lavado com álcool 70% e água destilada autoclavada, anteriormente a remoção de cada amostra. (PACCHIONI, 2010).

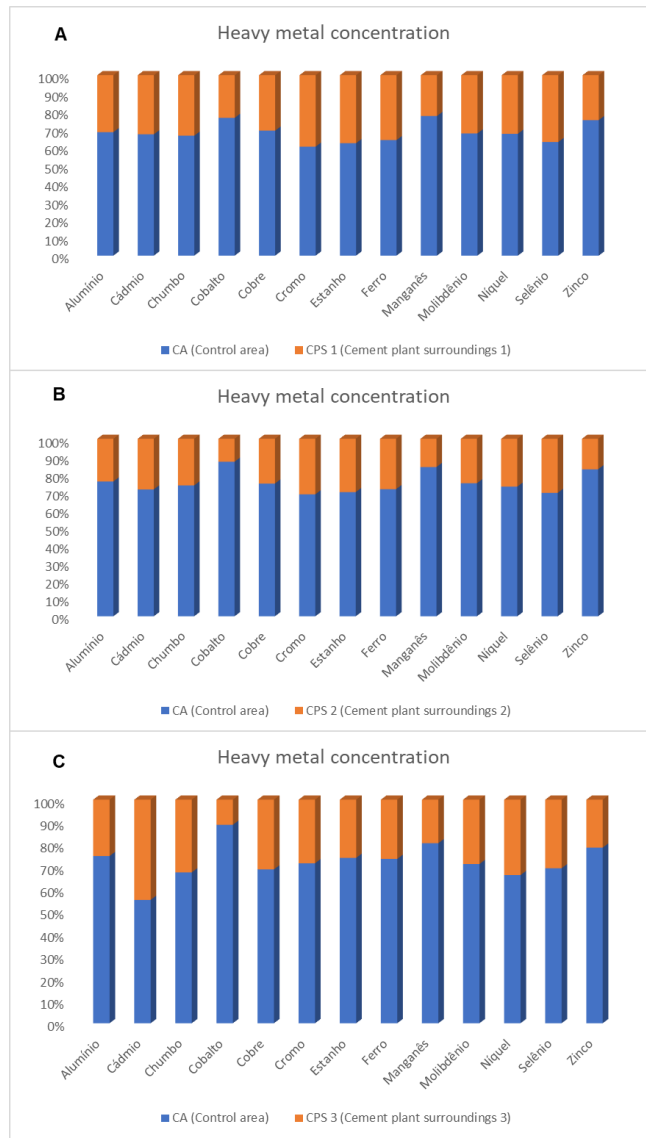
As quantificações e identificações dos metais pesados foram realizadas pelo laboratório terceirizado Centro de Biologia Experimental Oceanus LTDA – EPP, certificado pelo INMETRO sob o número CRL0306, seguindo a metodologia de absorção atômica de

chama ar-acetileno conforme (CAMPOS, 2005) e de acordo com a resolução CONAMA N° 420/09. (BRASIL, 2009).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após a quantificação e caracterização dos metais pesados foram calculadas a média e o desvio padrão conforme figura 1.

Figura 1: Comparação da concentração de metais pesados das áreas controle (CA) e impactadas (CPS)



Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

Neste gráfico verifica-se a concentração dos metais pesados nas áreas impactadas (CPS) de ambas cidades comparando com suas áreas controle (CA). Vários autores como JAFARI, 2019; CHEN, 2015; MANDAL, 2011 e KHASHMAN, 2006 realizaram estudos semelhantes nas proximidades de plantas cimenteiras, sendo que também encontraram os mesmos metais pesados.

Após a realização da PERMANOVA verificou-se que foi encontrado diferença estatística,  $p < 0,05$  para os metais Al, Mn e Zn para a CPS 1, Al, Co, Cr, Sn e Fe na CPS 2 e Al, Cu, Cr, Sn, Fe e Mn para a CPS 3, quando foram comparadas as áreas controle com as impactadas.

Para avaliar o status do solo, foram utilizados alguns índices que avaliam seu enriquecimento com metais pesados. A tabela 1 mostra os principais índices utilizados neste estudo, descrevendo a contaminação do solo por metais pesados. O índice de geoacumulação (Igeo) foi desenvolvido por Müller (MULLER, 1969), este índice indica o grau de contaminação do solo, existem outros dois índices importantes que descrevem a qualidade do ambiente do solo, que são fator de contaminação (Cf) e o grau modificado de contaminação (Cdeg.m), (MALKOC *et al.*, 2010; KAMANI, 2018; LANZERSTORFER, 2019). Neste trabalho, esses índices foram aplicados para avaliar o grau de contaminação do metal nos pontos amostrados.

Tabela 1: Fórmulas utilizadas neste estudo.

Índices	Fórmula	Interpretação
Índice de geoacumulação (Igeo)	$I_{geo} = \log_2\left(\frac{C_i}{1,5B_i}\right)$	
	Igeo $\leq$ 0	Praticamente não contaminado
	$0 < I_{geo} < 1$	Não contaminado à moderadamente contaminado
	$1 < I_{geo} < 2$	Moderadamente contaminado
	$2 < I_{geo} < 3$	Moderadamente à altamente contaminado
	$3 < I_{geo} < 4$	Altamente contaminado
	$4 < I_{geo} < 5$	Altamente à extremamente contaminado
$5 < I_{geo} < 6$	Extremamente contaminado	

Fator de  
contaminação  
(Cf)

$$C_f = \frac{C_{0-1}^i}{B_i}$$

$$C_f < 1$$

Baixa contaminação

$$1 < C_f < 3$$

Contaminação Moderada

$$3 < C_f < 6$$

Contaminação Considerável

$$C_f > 6$$

Contaminação Alta

Grau  
modificado  
contaminação  
(Cdeg.m)

$$C_{deg.m} = \sum_{n=1}^{i=n} \left( \frac{C_f}{n} \right)$$

$$C_{deg.m} < 1,5$$

Contaminação nula ou muito baixa

$$1,5 < C_{deg.m} < 2$$

Contaminação Baixa

$$2 < C_{deg.m} < 4$$

Contaminação Moderada

$$4 < C_{deg.m} < 8$$

Contaminação Alta

$$8 < C_{deg.m} < 16$$

Contaminação Muito Alta

$$16 < C_{deg.m} < 32$$

Contaminação Extrema

$$C_{deg.m} > 32$$

Contaminação Muito Extrema

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

A qualidade do solo é um dos 3 componentes da qualidade ambiental, não se limitando apenas ao seu grau de poluição, porém o grau de poluição do solo por metais pesados pode afetar a sua capacidade de funcionar dentro dos limites do ecossistema para sustentar a qualidade ambiental e promover a saúde animal e vegetal. A sua avaliação, portanto, precisa incluir valores de referência ou uma linha de base, de modo a permitir sua identificação e gestão dos seus efeitos (BUNEMANN, 2018; WANG, 2020).

Os resultados dos índices calculados estão na tabela 2, com os valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão para cada local, sendo CPS 1, CPS 2, CPS 3 e áreas CA. O índice de geoacumulação apresentou os seguintes resultados sendo classificado como moderadamente contaminado para Co nas CPS 1 e 2 e não contaminado à moderadamente contaminado na CPS 3, para Mn observamos o resultado do índice classificando como não contaminado à moderadamente contaminado para as CPS 1 e 3, enquanto a CPS 2 foi classificado como moderadamente contaminado, já para o metal Se os resultados classificaram

não contaminado à moderadamente contaminado para as CPS 1 e 2 e não contaminado para a CPS 3. A classificação de todos os outros metais apresentou-se como não contaminado.

Para o cálculo do fator de contaminação (Cf) foram utilizados como base de comparação as legislações CONAMA N° 420/09 (BRASIL, 2009), COPAM N° 166/11 (MINAS GERAIS, 2011) e para os metais que não haviam seus teores determinados nestas legislações aplicou-se os valores encontrados na CETESBE, (LEMONS, 2008).

O fator de contaminação calculado para as 3 áreas (CPS 1, CPS 2 e CPS 3) está detalhado na tabela 2, porém destaca-se alguns resultados. Na CPS 1 encontrou-se um nível de contaminação considerável para Se e Mn, com valores de 3,27 e 5,34 respectivamente, verifica-se que o metal Co apresentou elevada contaminação, enquanto os outros metais apresentaram valores que correspondem baixa contaminação.

Na CPS 2 temos uma contaminação moderada por Se, contaminação considerável por Mn e novamente assim como na CPS 1 uma contaminação alta por Co. Assim como na CPS 1 os outros metais também apresentaram baixa contaminação. Já na CPS 3 observamos contaminação moderada por Se e Mn, com valores de 2,18 e 2,34 respectivamente e assim como nas outras 2 áreas uma contaminação elevada por Co e novamente os outros metais apresentaram baixa contaminação.

Tabela 2: Avaliação dos níveis de poluição de metais pesados com base em diferentes índices.

A													
Índice de Geoacumulação (Igeo)													
	Al	Cd	Pb	Co	Cu	Cr	Sn	Fe	Mn	Mo	Ni	Se	Zn
Média (CA x CPS 1)	-2,51	-2,39	-1,31	1,72	-2,51	-1,41	-	-1,27	0,55	-4,50	-2,16	0,26	-2,29
Desvio padrão (CA x CPS 1)	0,23	2,00	0,76	4,31	0,91	0,66	-	0,23	0,27	1,92	1,17	2,03	1,40
Mínimo (CA x CPS 1)	-2,71	-5,00	-2,49	-3,28	-3,28	-1,99	-	-1,47	0,32	-7,22	-3,47	-2,89	-4,41
Máximo (CA x CPS 1)	-2,31	-0,30	-0,60	5,69	-1,07	-0,53	-	-1,08	0,78	-2,16	-0,82	1,75	-0,88
Média (CA x CPS 2)	-2,22	-2,02	-1,06	2,04	-2,12	-1,37	-	-1,11	1,12	-4,22	-1,83	0,43	-1,83
Desvio padrão (CA x CPS 2)	0,98	2,12	1,10	4,56	1,24	0,90	-	0,80	1,41	2,10	1,40	2,13	1,85
Mínimo (CA x CPS 2)	-3,25	-5,29	-2,99	-4,34	-3,68	-2,52	-	-1,98	-0,31	-7,73	-3,85	-3,32	-5,09
Máximo (CA x CPS 2)	-1,19	0,74	0,38	7,38	0,10	0,08	-	-0,25	2,55	-1,09	0,23	2,52	0,71
Média (CA x CPS 3)	-2,93	-2,53	-1,70	0,84	-2,85	-1,75	-	-1,70	0,15	-4,83	-2,42	-0,01	-2,87
Desvio padrão (CA x CPS 3)	0,93	2,01	0,95	4,60	1,10	0,97	-	0,88	1,21	2,05	1,28	2,12	1,72
Mínimo (CA x CPS 3)	-3,92	-5,29	-3,41	-5,64	-4,19	-2,99	-	-2,63	-1,10	-8,20	-4,21	-3,75	-5,93
Máximo (CA x CPS 3)	-1,95	-0,29	-0,48	6,30	-0,84	-0,20	-	-0,77	1,41	-1,83	-0,59	2,07	-0,52
B													
Fator de contaminação (Cf)													
	Al	Cd	Pb	Co	Cu	Cr	Sn	Fe	Mn	Mo	Ni	Se	Zn
Média (CA x CPS 1)	0,40	0,57	0,99	55,10	0,39	0,67	-	0,84	5,34	0,22	0,51	3,27	0,66

Desvio padrão (CA x CPS 1)	0,14	0,66	0,64	100,21	0,21	0,31	–	0,18	4,91	0,27	0,43	3,19	0,50
Mínimo (CA x CPS 1)	0,30	0,05	0,27	0,15	0,15	0,38	–	0,71	1,87	0,01	0,14	0,20	0,07
Máximo (CA x CPS 1)	0,50	1,57	1,96	249,89	0,71	1,05	–	0,96	8,81	0,70	1,21	8,58	1,37
Média (CA x CPS 2)	0,35	0,52	0,90	48,33	0,35	0,57	–	0,73	5,01	0,20	0,46	2,96	0,58
Desvio padrão (CA x CPS 2)	0,21	0,62	0,69	99,81	0,18	0,30	–	0,33	5,37	0,26	0,41	3,14	0,52
Mínimo (CA x CPS 2)	0,21	0,04	0,19	0,07	0,12	0,26	–	0,50	1,21	0,01	0,10	0,15	0,04
Máximo (CA x CPS 2)	0,50	1,57	1,96	249,89	0,54	1,05	–	0,96	8,81	0,70	1,21	8,58	1,37
Média (CA x CPS 3)	0,21	0,36	0,54	22,47	0,21	0,45	–	0,49	2,34	0,12	0,29	2,18	0,26
Desvio padrão (CA x CPS 3)	0,12	0,42	0,36	47,39	0,11	0,25	–	0,25	2,32	0,16	0,24	2,31	0,21
Mínimo (CA x CPS 3)	0,13	0,04	0,14	0,03	0,08	0,19	–	0,32	0,70	0,01	0,08	0,11	0,02
Máximo (CA x CPS 3)	0,30	1,00	1,08	118,46	0,38	0,86	–	0,67	3,97	0,42	0,68	6,30	0,58

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

Outro índice utilizado neste estudo foi Grau de Contaminação modificado (Cdeg.m), cuja fórmula para cálculo está descrita na tabela 1. Este índice expressa seus resultados com 7 graus de contaminação. Para o cálculo deste índice também foi utilizado como base para cálculo os valores de referência qualidade (VRQ) discriminados nas legislações CONAMA N° 420/09 (BRASIL, 2009), COPAM N° 166/11 (MINAS GERAIS, 2011) e no estudo da CETESBE (LEMOS, 2008).

Na CPS 1 foi o local onde observou-se uma maior variedade dos graus de contaminação, apresentou-se como contaminação nula ou baixa os metais Al, Cd, Sn, Mo e Se, contaminação baixa para Ni, contaminação moderada Co e Cu e alta contaminação para Pb e Cr.

Na CPS 2 apenas o metal Co apresentou contaminação muita alta, enquanto todos os outros apresentaram grau de contaminação nula ou baixa. Já a CPS 3 também apresentou contaminação alta para Co, assim como na CPS 2 e contaminação nula ou baixa para os outros metais.

Os metais pesados podem ser divididos, quanto as suas ações nos organismos, como metais essenciais e não essenciais. Os essenciais, são aqueles que em pequenas concentrações, tem papel fundamental no metabolismo dos seres vivos, como o ferro, zinco, manganês, cobre, cobalto, molibdênio e boro, sendo considerados como micronutrientes. No entanto os metais considerados como não essenciais, são o mercúrio, chumbo, cádmio, cromo, dentre outros, estes metais são tóxicos e podem causar danos aos seres vivos mesmo em pequenas concentrações (SIMÃO & SIQUEIRA, 2001).

As rochas calcárias são compostas por vários minerais carbonatados e outros componentes em menor quantidade que, para o setor de cal, são considerados impurezas, como óxidos de ferro ( $Fe_2O_3$ ) e de alumínio ( $Al_2O_3$ ) (SANTOS, 2002).

A cidade de Arcos/MG tem por característica o solo do tipo latossolo com coloração avermelhada, já a cidade de Pains/MG observa-se manchas de argisolos vermelho-amarelos e latossolos vermelho-amarelo, nestes tipos de solo os óxidos de ferro e alumínio são predominantes (MORAES, 2007). A utilização de fertilizantes de origem fosfatada também aumenta as concentrações dos óxidos de ferro e alumínio, pois ambos são utilizados em sua composição (CAVALCANTI, 2008).

Estes fatores em conjunto explicam o fato das concentrações elevadas de Alumínio e Ferro nos pontos amostrados, também é possível explicar o motivo pelo qual às concentrações presentes nas áreas controle estão aparentemente maiores do que em áreas impactadas. Devido a estes fatores explica-se também o motivo de na resolução CONAMA Nº 420/09 (BRASIL, 2009) e na deliberação normativa COPAM Nº 166/11 (MINAS GERAIS, 2011) não apresentarem valores de prevenção e ou referência de qualidade para estes metais.

A presença de Zinco no solo deve-se a dois motivos: antrópicos e naturais. Dentre as fontes naturais estão as rochas calcárias, já que o mesmo pode ser encontrado associadas a estas, já os motivos antrópicos estão associados as suas formas de extração como a utilização de combustíveis por exemplo. Nota-se pela figura 1 que existe diferença entre áreas impactadas e controle para este metal, sendo que o mesmo é encontrado com maior concentração em áreas controle, este fato deve-se ao zinco ser mais facilmente retido no solo em áreas onde existem maior quantidade de matéria orgânica (IANHEZ, 2003).

De acordo com resolução CONAMA Nº 420/09 (BRASIL, 2009) a referência de concentração para prevenção é de  $300,00 \text{ mg.kg}^{-1}$ , já para deliberação normativa COPAM Nº 166/11 (MINAS GERAIS, 2011) a referência para qualidade é de  $46,50 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Nenhum dos pontos amostrados atingiram estas concentrações, porém nos cálculos de contaminação realizados neste estudo de acordo com o índice Cdeg.m na CPS 1 apresentou valor de 16,06, ou seja, contaminação extrema pelo metal.

As concentrações de manganês encontrados no solo e em maior quantidade nas áreas controle pode ser explicada pelo fato deste metal estar associado as áreas com concentração elevada de óxido de alumínio e ferro, além disto sendo retido em áreas onde ocorre maior concentração de matéria orgânica segundo OLIVEIRA, 2004, logo como nas áreas controle as maiores concentrações de Alumínio e Ferro estão condicionadas a maior quantidade de fertilizantes e matéria orgânica o manganês também estará associado a estes. KOLO *et al*, 2018 afirma que o manganês está presente em concentrações relativamente altas nos solos, porém um aumento em seus níveis de concentração demonstra a influência das atividades de

produção de cimento, processos de emissão de carvão e emissões veiculares nas proximidades. A CONAMA N° 420/09 (BRASIL, 2009) e a COPAM N° 166/11 (MINAS GERAIS, 2011) não expõem a concentração do mesmo para prevenção e qualidade do solo. O manganês apresentou resultados que expõem níveis de contaminação em praticamente todos os índices calculados e em todas as CPS, de acordo com a tabela 2.

Com relação ao estanho, a entrada deste metal no ambiente se dá por processos naturais como atividade vulcânica e erosão, e atividades humanas como extração e beneficiamento de cassiterita ( $\text{SnO}_2$ ), (CSUROS e CSUROS, 2002), fundição e refino, queima de carvão e óleo, incineração de resíduos e produção de uso e compostos do mesmo. Naturalmente o estanho não é um elemento comumente observado em amostras ambientais, indicando alteração na qualidade do solo. WHO, 2005 destacou que estanho inorgânico está associado a concentração de zinco no solo, o que corrobora com os resultados obtidos. Tanto a CONAMA N° 420/09 (BRASIL, 2009) quanto a COPAM N° 166/11 (MINAS GERAIS, 2011) também não dispõem de valores para prevenção ou qualidade do solo para estanho, fato este devido ao Brasil possuir cerca de 11%, das reservas de estanho no mundo, sendo o 6° maior produtor. Na maioria dos locais amostrados não foi possível calcular o grau de contaminação para estanho presente no solo, porém foi possível averiguar que de acordo com índice Cdeg.m o nível de contaminação por estanho está enquadrado como contaminação nula ou muita baixa.

O cobre pode ser encontrado na natureza em regiões de exploração de mineração, podendo ser liberado de formas naturais e antrópicas, de forma natural a erosão e lixiviação disponibilizam o mesmo na natureza, já como forma antrópica, ocorre onde encontra-se fábricas de mineração e fundição que possuem fornos para queima de carvão gerando energia para a mesma, o que ocorre na região. A CONAMA N° 420/09 (BRASIL, 2009) estabelece como limite de prevenção para cobre  $60,00 \text{ mg.kg}^{-1}$ , já a COPAM N° 166/11 (MINAS GERAIS, 2011) determina como referência para qualidade do solo o valor de  $49,00 \text{ mg.kg}^{-1}$ , nenhum dos pontos amostrados atingiu tal concentração (PEDROZO & LIMA, 2001).

Para o cromo também existem formas naturais e antrópicas deste ser disponibilizado, como formas naturais, temos as erupções vulcânicas e incêndios florestais, já como meios antrópicos temos como exemplo a produção de cimento, a cadeia produtiva de aço e de cortumes (SAID, 2019). Tanto a CONAMA N° 420/09 (BRASIL, 2009), quanto a COPAM n° 166/11 (MINAS GERAIS, 2011), determinam que para os níveis de prevenção e qualidade do solo a concentração de cromo é de  $75,00 \text{ mg.kg}^{-1}$ , o que não ocorreu em nenhuma das amostras.

Nota-se que tanto para o cobre quanto para o cromo as regiões controle também obtiveram maiores concentrações dos mesmos do que as áreas impactadas, ambos os metais são fortemente ligados as áreas com grande concentração de óxidos de alumínio e ferro, o que ocorre na região, porém as áreas controle possuem maior concentração de matéria orgânica do que as áreas impactadas e estes metais são adsorvidos com mais facilidade no solo em regiões com maiores concentrações de matéria orgânica (MORAES, 2007).

O cobalto é encontrado em todas as rochas da crosta terrestre e o teor varia com a origem das mesmas, o que pode influenciar diretamente a concentração deste elemento no solo. O comportamento deste no solo assemelha-se com outros metais pesados como manganês e zinco com forte tendência a adsorver no solo onde encontra-se altas concentrações de óxidos de alumínio e ferro com altas concentrações de matéria orgânica o que explica sua maior concentração nas áreas controle (GRUBERGER, 2016). A CONAMA Nº 420/09 (BRASIL, 2006) propõem como concentração para prevenção 25,00 mg.kg<sup>-1</sup> e a CONAMA Nº 166/11 (MINAS GERAIS, 2011) estabelece como concentração de referência de qualidade 6,00 mg.kg<sup>-1</sup>. Na área da cidade de Arcos/MG verifica-se que a média das áreas impactadas CPS 1 e CPS 2 atingiu valores acima do proposto pela COPAM Nº 166/11 (MINAS GERAIS, 2011). Já na cidade de Pains/MG verifica-se que em alguns pontos das áreas controle (CA) os valores estão praticamente o dobro do valor, sendo que nos outros pontos as médias da concentração estão muito próximas a referência para qualidade.

De todos os metais contaminados o cobalto foi que apresentou maiores variações dentre os índices de contaminação, apresentando de acordo com o índice Igeo como moderadamente contaminado na CPS 1, moderadamente à altamente contaminado na CPS 2 e não contaminado à moderadamente contaminado na CPS 3. Também segundo o Cf em todos os pontos os resultados demonstraram como contaminação alta por Co. Já o Cdeg.m apresentou-se na CPS 1 como moderadamente contaminada, na CPS 2 como contaminação muito alta e na CPS 3 como contaminação alta.

O cobalto é um elemento duro, cinza prateado e dúctil, cujas propriedades químicas são altamente semelhantes ao Fe e Ni, sendo amplamente distribuído na natureza. A única função biológica conhecida do cobalto é seu papel como componente metálico da vitamina B12, porém sua exposição excessiva causa vários efeitos tóxicos para o meio ambiente e corpo humano. Devido a sua ampla ocorrência, os humanos são frequentemente expostos ao cobalto, principalmente por inalação de ar ambiente. Do ponto de vista ocupacional a exposição ao

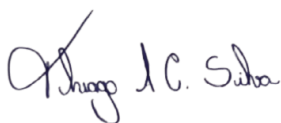
cobalto é frequente, visto sua variedade de aplicações e dispersões como: produção de metais duros, retificações, minerações, componentes de tintas (LEYSSSENS, 2017).

Os principais efeitos tóxicos do cobalto estão relacionados ao trato respiratório e a pele, sendo o órgão alvo dependente da via de exposição. Considerando as principais vias de exposição ocupacionais o efeito a exposição de cobalto pode causar fibrose pulmonar, dermatites, lesões no miocárdio e inclusive câncer no pulmão (ALVES, 2003).

## CONCLUSÕES

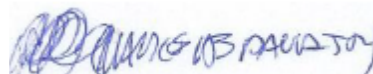
Este estudo apoia a hipótese de que as plantas cimenteiras das cidades de Arcos e Pains em Minas Gerais contribuem para a liberação de metais pesados no solo. Destaca-se que grande parte dos metais liberados pela fabricação de cimento foram encontrados em maior quantidade nas áreas controle, sugerindo que a concentração de matéria orgânica presente no solo influencia diretamente nas concentrações dos mesmos no solo. Outro ponto a ser investigado é que em ambas as cidades e nas proximidades de todos os pontos de coleta existe intenso tráfego de veículos transportando cimento, o que pode colaborar para a elevação das concentrações de alguns metais no solo. Nota-se também que existe contaminação por metais pesados liberados das plantas cimenteiras, principalmente para Se, Mn e Co, que foi o metal com maior índice de contaminação em todos os locais e em todos os índices. Apoia-se ainda a necessidade de estudos aprofundados da exposição destes metais nos trabalhadores das fábricas e também da população das cidades, pois como os dados apontaram houve contaminação por alguns metais que podem causar intoxicação nas plantas e na população com surgimento de várias doenças crônicas e graves.

Assinam esta nota técnica:



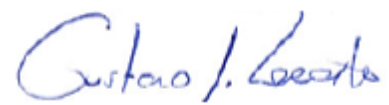
---

Thiago Augusto da Costa Silva  
Biólogo (CRBio 087571/04-D)  
Responsável técnico pelo estudo



---

Marcos de Paula Júnior  
Biólogo (CRBio 123243/04-D)  
Colaborador do estudo



---

Gustavo Augusto Lacorte  
Biólogo (CRBio 657236/04-D)  
Orientador do estudo

## REFERÊNCIAS

ABNT, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, **Análise Granulométrico – Rochas e Solos**. NBR 6502, 1995.

AL-KHASHMAN, O. A., & SHAWABKEH, R. A. (2006). Metals distribution in soils around the cement factory in southern Jordan. **Environmental pollution**, 140(3), 387-394.

ALVES, Atecla Nunciata Lopes; DELLA ROSA, Henrique Vicente. Exposição ocupacional ao cobalto: aspectos toxicológicos. **Revista Brasileira de Ciências Farmacêuticas**, v. 39, n. 2, p. 129-139, 2003.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução no 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF**, 30 dez. 2009. Seção 1, 20p.

BÜNEMANN, Else K. et al. Soil quality—A critical review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 120, p. 105-125, 2018.

CAMPOS, Mari Lucia et al. Determinação de cádmio, cobre, cromo, níquel, chumbo e zinco em fosfatos de rocha. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, n. 4, p. 361-367, 2005.

CAVALCANTI, F. J. da A. Recomendações de adubação para o Estado de Pernambuco: segunda aproximação. Recife: Instituto Agrônomo de Pernambuco, **IPA**, 2008. 212p.

**Certificação de laboratórios INMETRO**. Disponível em:

<[http://www.inmetro.gov.br/laboratorios/rble/detalhe\\_laboratorio.asp?nom\\_apelido=HIDROQUIMICA](http://www.inmetro.gov.br/laboratorios/rble/detalhe_laboratorio.asp?nom_apelido=HIDROQUIMICA)>. Acessado em 22 mar. 2020.

CHEN, Wei; HONG, Jinglan; XU, Changqing. Pollutants generated by cement production in China, their impacts, and the potential for environmental improvement. **Journal of Cleaner Production**, v. 103, p. 61-69, 2015.

CSUROS, M.; CSUROS, C. Environmental sampling and analysis for metals. Boca Raton: **CRC Press**, 2000. 408p.

DE ARAÚJO, Ademir Sérgio Ferreira; MONTEIRO, Regina Teresa Rosim. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Bioscience Journal**, v. 23, n. 3, 2007.

DE MORAES, Priscilla Palmeiras Freitas; HORN, Adolf Heinrich. Teores dos metais pesados Cr, Cd e Zn em perfis de solos de veredas da bacia do Rio do Formoso, município de Buritizeiro, Minas Gerais. **Geonomos**, 2010.

DINIS, M.L., Fiúza, A., Góis J., Carvalho, J.S., Castro, A.C.M. (2011). Assessment of direct radiological risk and indirect associated toxic risks originated by Coal-Fired Power Plants. **Radioprotection**, Vol. 46, nº 6 (2011) S137–S143, **EDP Sciences**, 2011.

EL-SHERBINY, Mohsen M.; ISMAIL, Ali I.; EL-HEFNAWY, Mohamed E. A preliminary assessment of potential ecological risk and soil contamination by heavy metals around a cement factory, western Saudi Arabia. **Open Chemistry**, v. 17, n. 1, p. 671-684, 2019.

GRUBERGER, Gabriel Asa Corrêa. Enriquecimento de sementes de soja com cobalto e molibdênio. 2016. Tese de Doutorado. **Universidade de São Paulo**.

IANHEZ, R. Fracionamento Químico de Metais Pesados em Solos Contaminados por Resíduos Industriais e Otimização Quimiométrica de Misturas para a Descontaminação por Lixiviação Química. Dissertação de Mestrado. UFMG/ICEx/DQ. **Belo Horizonte**. 2003. 158p.;

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo cidades 2020**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/>>. Acessado em 03 set. 2020.

INSTITUTO FEDERAL DE MINAS GERAIS. Rede de Bibliotecas. **Manual de normalização de trabalhos acadêmicos**. Belo Horizonte: IFMG, 2020. Disponível em: <https://www2.ifmg.edu.br/portal/ensino/bibliotecas/manual-de-normalizacao-do-ifmg>. Acesso em: 10 abr. 2021.

JAFARI, Ali et al. Soil pollution evaluation and health risk assessment of heavy metals around Douroud cement factory, Iran. **Environmental Earth Sciences**, v. 78, n. 8, p. 250, 2019.

KABATA-Pendias A., Mukherjee A. B., Trace elements from soil to human. **Springer Science and Business Media**, 2007.

KAMANI, Hossein et al. Concentration and ecological risk of heavy metal in street dusts of Eslamshahr, Iran. Human and ecological risk assessment: **an international journal**, v. 24, n. 4, p. 961-970, 2018.

KOLO, Matthew Tikpangi et al. Assessment of health risk due to the exposure of heavy metals in soil around mega coal-fired cement factory in Nigeria. **Results in Physics**, v. 11, p. 755-762, 2018.

LANZERSTORFER, Christof; LOGIEWA, Agata. The upper size limit of the dust samples in road dust heavy metal studies: Benefits of a combined sieving and air classification sample preparation procedure. **Environmental Pollution**, v. 245, p. 1079-1085, 2019.

LEMOS, Mara Magalhães Gaeta *et al.* Condição da Qualidade do Solo na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (UGRHI 6), Região Metropolitana de São Paulo. **Águas Subterrâneas**, 2008.

LEYSSSENS, Laura et al. Cobalt toxicity in humans—A review of the potential sources and systemic health effects. **Toxicology**, v. 387, p. 43-56, 2017.

LI, Xiaoping; FENG, Linna. Multivariate and geostatistical analyzes of metals in urban soil of Weinan industrial areas, Northwest of China. **Atmospheric Environment**, v. 47, p. 58-65, 2012.

MADIGAN, M. T., Martinko, J. M., Bender, K. S., Buckley, D. H., & Stahl, D. A. (2016). *Microbiologia de Brock-14ª Edição*. **Artmed Editora**.

MALKOC, Semra; YAZICI, Berna; SAVAS KOPARAL, A. Assessment of the levels of heavy metal pollution in roadside soils of Eskisehir, Turkey. **Environmental toxicology and chemistry**, v. 29, n. 12, p. 2720-2725, 2010.

MANDAL, A., & Voutchkov, M. (2011). Heavy metals in soils around the cement factory in Rockfort, Kingston, Jamaica. **International Journal of Geosciences**, 2(1), 48.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental - COPAM. Deliberação Normativa COPAM nº 166, de 29 de junho de 2011. Altera o Anexo I da Deliberação Normativa Conjunta COPAM CERH nº 2 de 6 de setembro de 2010, estabelecendo os Valores de Referência de Qualidade dos Solos. **Belo Horizonte**, 2011. Acesso em: 09 set. 2020.

MORAES, A. F. Abordagem da Vulnerabilidade Química e Risco de Contaminação dos Solos por metais Pesados em Área dos Municípios de Pains, Arcos e Córrego Fundo–MG, Baseada nos Constituintes dos Solos Retentores dos Metais Pesados. **Belo Horizonte-Departamento de Geologia**, Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

MULLER, G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. **Geojournal**, v. 2, p. 108-118, 1969.

OGUNKUNLE, Clement Oluseye; FATOBA, Paul Ojo. Pollution Loads and the Ecological Risk Assessment of Soil Heavy Metals around a Mega Cement Factory in Southwest Nigeria. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 22, n. 2, 2013.

OLIVEIRA, Fernando Jorge Santos; JUCÁ, José Fernando Thomé. Acúmulo de metais pesados e capacidade de impermeabilização do solo imediatamente abaixo de uma célula de um aterro de resíduos sólidos. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 9, n. 3, p. 211-217, 2004.

PACCHIONI, Ralfo Goes. Metagenômica comparativa de solo de regiões de Mata Atlântica e Caatinga do Estado do Rio Grande do Norte-Brasil. 2010. Dissertação de Mestrado. **Universidade Federal do Rio Grande do Norte**.

PEDROZO, M. F. M. & LIMA, I. V. Ecotoxicologia do cobre e seus compostos. Salvador. **Centro de Recursos Ambientais**, 2001. 128 p.;

QASEMI, Mehdi et al. Health risk assessment of nitrate exposure in groundwater of rural areas of Gonabad and Bajestan, Iran. **Environmental earth sciences**, v. 77, n. 15, p. 551, 2018.

RAVEN,P, Berg, L. (2004). **Environmental**. 4rd Ed. New Jersey. John Wiley & Sons, Inc.

SAID, Ibrahim et al. Environmental factors controlling potentially toxic element behaviour in urban soils, El Tebbin, Egypt. **Environmental monitoring and assessment**, v. 191, n. 5, p. 267, 2019.

SANTI, Auxiliadora Maria Moura; SEVÁ FILHO, Arsênio Oswaldo. Combustíveis e riscos ambientais na fabricação de cimento: casos na Região do Calcário ao Norte de Belo Horizonte e possíveis generalizações. 2004.

SANTOS, C. I. F. As Relações entre Endocarste e Exocarste na Província Cárstica de Arcos – Pains - Doresópolis/MG. Dissertacao de Mestrado. UFMG. **Belo Horizonte**. 2002. 69 p.;

SIMAO, J. B. P. & SIQUEIRA, J. O. Solos Contaminados por Metais Pesados: Características, implicacoes e Remedicao. em **Informe Agropecuário**. Belo Horizonte. V 22. N 210. 2001. p18 – 265;

Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Brasília: Embrapa -SPI; Rio de Janeiro: **Embrapa Solos**, 2018. 345p.

TSEZOS, Marios. Metal-microbes interactions: beyond environmental protection. In: **Advanced Materials Research. Trans Tech Publications Ltd**, 2009. P. 527-532.

WANG, Yazhu; DUAN, Xuejun; WANG, Lei. Spatial distribution and source analysis of heavy metals in soils influenced by industrial enterprise distribution: Case study in Jiangsu Province. **Science of The Total Environment**, v. 710, p. 134953, 2020.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. Concise international chemical assessment document 65, tin and inorganic tin compounds. **Geneva**, 2005. 81p.

YADEGARNIA NAEINI, Firouzeh et al. Ecological risk assessment of heavy metals from cement factory dust. **Environmental Health Engineering and Management Journal**, v. 6, n. 2, p. 129-137, 2019.