DANIELY NECKEL ROSINI

CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DA QUALIDADE DOS SOLOS, ÁGUAS E SEDIMENTOS EM ÁREAS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA NO MUNICÍPIO DE BOM RETIRO – SC

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências Ambientais.

Orientador: Professor Dr. Valter Antonio Becegato.

Coorientador: Professor Dr. Gilmar Conte.

LAGES, SC

2020

Ficha catalográfica elaborada pelo programa de geração automática da

Biblioteca Setorial do CAV/UDESC,

com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Rosini, Daniely Neckel
CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DA QUALIDADE DOS SOLOS, ÁGUAS E SEDIMENTOS EM ÁREAS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA NO MUNICÍPIO DE BOM RETIRO-SC / Daniely Neckel Rosini. -- 2020.
161 p.

Orientador: Valter Antonio Becegato
Coorientador: Gilmar Conte
Dissertação (mestrado) -- Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação -- Selecione --, Lages, 2020.

1. Metais pesados. 2. Produção agrícola. 3. Insumos agrícolas. 4. Produtor rural. I. Becegato, Valter Antonio. II. Conte, Gilmar. III. Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação -- Selecione --. IV. Titulo.

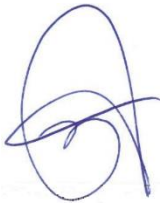
DANIELY NECKEL ROSINI

CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DA QUALIDADE DOS SOLOS, ÁGUAS E SEDIMENTOS EM ÁREAS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA NO MUNICÍPIO DE BOM RETIRO – SC

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências Ambientais.

Banca examinadora:

Orientador:



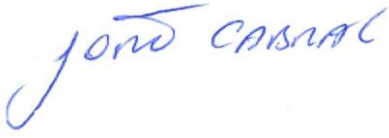
Prof. Dr. Valter Antonio Becegato
Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)

Coorientador:

Prof. Dr. Gilmar Conte
Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)

Membros:

Prof. Dr. Alexandre Tadeu Paulino
Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)



Prof. Dr. João Batista Pereira Cabral
Universidade Federal de Jataí (UFJ)

Lages, 20 de fevereiro de 2020.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente à Deus, por me guiar e me iluminar para seguir em frente com meus objetivos e não desanimar nas dificuldades.

Aos meus pais, Marli e Claudio, que são meus exemplos de vida. Exemplos de determinação, força e garra. Sou privilegiada em tê-los com meus pais, sempre me apoiando em todos os momentos da minha vida. Vocês são inspiração e tudo que sou devo a vocês.

À minha irmã, Mariely, por compartilhar comigo os momentos mais felizes e ser meu ponto de confidência, amizade, compreensão e companheirismo.

Aos meus avós Iria, Wili (*in memorian*), Olívia (*in memorian*) e Augusto (*in memorian*), vocês são exemplo. À toda a minha família, que são a base de sustentação da minha vida.

A todos os meus professores. Levo um pedacinho de cada um de vocês comigo. Em especial ao meu orientador, professor Valter, por toda a atenção e ensinamentos durante o curso. Além de orientador, se tornou um grande amigo.

A todos os colegas do mestrado, em especial às amigas para a vida que compartilharam comigo essa jornada, Daiane Schier, Débora Bianchini, Karol Libardo, Mariana Bonella e Mayara Rafaelli. E a todos os demais amigos que construí no CAV.

Aos amigos do LAIA, Amanda Dalalibera, Bruno Britar, Débora Cardoso, Eduardo Duminelli, Jordana Xavier e Vitor Becegato. À Carol Matias e à Pâmela Becalli, pelos ensinamentos e companheirismo no LANAR. Vocês foram essenciais nessa jornada. Obrigada por todos os momentos compartilhados.

À equipe gestora, professores, funcionários e alunos da EMEB Professor Antonio Joaquim Henriques, pelo companheirismo e construção profissional que me proporcionaram.

Aos amigos que tornam minha morada em Lages ainda mais agradável. Aos meus amigos de Bom Retiro, que estiveram comigo sempre.

À equipe médica do Programa de Saúde da Família da área rural e à Prefeitura Municipal de Bom Retiro, principalmente à Drª. Fernanda pela preocupação com a saúde da população, parceria e companheirismo.

À Universidade do Estado de Santa Catarina, por oportunizar ensino gratuito e de qualidade no CAV e pela oportunidade de participar do programa TJ Coaching, que proporcionou um desenvolvimento pessoal e profissional gigante.

Ao programa UNIEDU/FUMDES PÓS-GRADUAÇÃO, pela concessão de bolsa de estudo.

“Sonhos determinam o que você quer.
Ações determinam o que você conquista. ”
(Aldo Novak)

RESUMO

As atividades antrópicas vêm ocasionando a diminuição da qualidade dos recursos naturais, principalmente por meio da dispersão de poluentes. As áreas rurais são extremamente importantes para o equilíbrio ambiental e o desenvolvimento da agricultura e pecuária no Brasil. Bom Retiro-SC é um pequeno município da região serrana, que possui intensa atividade agrícola. Assim, objetivou-se com esse estudo realizar uma análise da qualidade do solo, da água e dos sedimentos em áreas agrícolas para estabelecer relações da presença dos metais Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb e Zn com a utilização de insumos agrícolas em áreas rurais, comparar com o ordenamento jurídico e analisar o comportamento dos produtores perante o manejo de agrotóxicos. Esses metais foram escolhidos por serem os principais encontrados em fertilizantes e agrotóxicos utilizados em áreas rurais do município de Bom Retiro-SC e podem ser tornar tóxicos no ambiente. Para análise do solo, foram coletadas 35 amostras representando toda a área de estudo, sendo que de cinco dessas amostras foram realizadas análises físico-químicas. Além disso, foram coletadas 25 amostras de água e 25 de sedimentos. Da água foram determinados os parâmetros físico-químicos pH, potencial de oxirredução (ORP), oxigênio dissolvido (OD), temperatura, condutividade elétrica (CE), sólidos totais dissolvidos (STD) e salinidade com uma sonda multiparâmetro. Das 85 amostras, foram determinados o pH, os metais cádmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), ferro (Fe), níquel (Ni), chumbo (Pb) e zinco (Zn) por Espectrometria de Absorção Atômica de Alta Resolução com Fonte Contínua (ARFC EAA). Os resultados foram analisados e comparados com as resoluções CONAMA números 357/2005, 420/2009 e 454/2012. Além disso, foram realizadas cinquenta entrevistas com trabalhadores rurais para entender o comportamento deles perante o manejo dos agrotóxicos. Todas as amostras de solos e sedimentos apresentaram concentrações de metais abaixo dos valores máximos estabelecidos na legislação. Nas amostras de água, foram encontrados apenas os metais Fe e Cr, que apresentaram concentrações muito acima do limite máximo permitido na legislação, ocasionando a contaminação ambiental. Quatorze amostras de água apresentaram altas concentrações de cromo, cuja origem deste elemento provavelmente se deve ao uso de agrotóxicos e fertilizantes fosfatados. A ausência de mata ciliar e a declividade podem contribuir para a lixiviação dos metais. Além disso, foi possível observar a falta da consciência dos produtores sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde e no meio ambiente e a presença de algumas doenças, como depressão e problemas respiratórios, que podem estar relacionadas com o uso inadequado de alguns insumos agrícolas.

Palavras-chave: Metais pesados. Produção agrícola. Insumos agrícolas. Produtor rural.

ABSTRACT

Human activities have been causing a decrease in the quality of natural resources, mainly through the dispersion of pollutants. Rural areas are extremely important for the environmental balance and the development of agriculture and livestock in Brazil. Bom Retiro is a small municipality in the mountain region of Santa Catarina, which has intense agricultural activity. Thus, the objective of this study was to carry out an analysis of the quality of soil, water and sediment in agricultural areas to manage the presence of metals (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb and Zn) using the agricultural inputs in rural areas, compare with the legal system and analyze the behavior of the producers involved or handling pesticides. These metals were chosen because they are the main ones found in fertilizers and pesticides used in rural areas of Bom Retiro-SC and can become toxic in the environment. For the soil analysis, 35 samples were collected representing the entire study area, and in 5 of these samples, physicochemical analyses were performed. In addition, 25 water samples and 25 sediment samples were collected. For water, physicochemical parameters pH, redox potential (ORP), dissolved oxygen (OD), temperature, electrical conductivity (EC), total dissolved solids (STD) and salinity were determined using a multiparameter probe. From the 85 samples, pH, as well as metals cadmium (Cd), copper (Cu), chromium (Cr), iron (Fe), nickel (Ni), lead (Pb) and zinc (Zn) were determined by High-Resolution Continuum Source Atomic Absorption Spectrometry (HRCS AAS). The results were analyzed and compared with the CONAMA resolutions 357/2005, 420/2009 and 454/2012. In addition, fifty interviews were conducted with rural workers to understand their behavior regarding the management of pesticides. All soil and sediment samples showed concentrations of metals within the legally established limits. In water samples, only the metals Fe and Cr were found, which presented concentrations above the values set by the legislation, causing environmental contamination. Fourteen water samples showed high concentrations of chromium, whose origin might probably be due to the use of pesticides and phosphate fertilizers. The absence of riparian forest, as well as slope, can contribute to the leaching of metals. In addition, it was possible to observe the lack of awareness of producers about the impacts of pesticides on health and the environment and the presence of some diseases, such as depression and respiratory problems, which may be related to the inappropriate use of some agricultural inputs.

Keywords: Heavy metals. Agricultural production. Agricultural inputs. Rural producer.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

CAPÍTULO 1 – AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO SOLO EM ÁREAS AGRÍCOLAS DO MUNICÍPIO DE BOM RETIRO-SC

Figura 1 – Localização do município Bom Retiro-SC..... 27
Figura 2 - Geologia do município de Bom Retiro - SC..... 28
Figura 3 - Uso e ocupação do solo no município de Bom Retiro, SC..... 30
Figura 4 - Tipos de solo da área de estudo..... 30
Figura 5 - Mapa de declividade..... 31
Figura 6 - Quantidade de chuva nos dias próximos à coleta..... 32
Figura 7 - Pontos de coleta de solo..... 33
Figura 8 - Pontos de coleta dos solos testemunha..... 33
Figura 9 - Pontos de coleta de solo..... 34
Figura 10 – Concentração de ferro nas amostras de solo analisadas..... 45
Figura 11 – Concentração de ferro nas amostras dos pontos de coleta de solo..... 45
Figura 12 – Concentração de zinco nas amostras de solo analisadas..... 47
Figura 13 – Concentração de zinco nos pontos de coleta de solo..... 47
Figura 14 – Concentração de cobre nas amostras de solo analisadas..... 49
Figura 15 – Concentração de cobre nos pontos de coleta de solo..... 49
Figura 16 – Concentração de cromo nas amostras de solo analisadas..... 50
Figura 17 – Concentração de cromo nos pontos de coleta de solo..... 50
Figura 18 – Concentração de chumbo nas amostras de solo analisadas..... 53
Figura 19 – Concentração de chumbo nos pontos de coleta de solo..... 54

CAPÍTULO 2 – AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA E DO SEDIMENTO EM ÁREAS AGRÍCOLAS DO MUNICÍPIO DE BOM RETIRO-SC

Figura 20 – Pontos de coleta de água e sedimentos..... 70
Figura 21 - Mapa das formações geológicas no município de Bom Retiro-SC..... 70
Figura 22 – Mapa de declividade..... 71
Figura 23 – Mapa dos tipos de solo dos pontos de coleta..... 71
Figura 24 – Pontos de coletas de sedimentos e água..... 72
Figura 25 - Temperaturas mínimas, máximas e médias em Bom Retiro nos últimos 5 anos. 78
Figura 26 – Precipitação total mensal em Bom Retiro nos últimos 5 anos..... 79
Figura 27 - Quantidade de chuva nos dias próximos à coleta..... 79
Figura 28 - Valores de pH das amostras analisadas..... 81
Figura 29 - Valores de ORP das amostras analisadas..... 82
Figura 30 - Valores de OD das amostras analisadas..... 83
Figura 31 - Valores de temperatura das amostras analisadas..... 84
Figura 32 - Valores de CE das amostras analisadas..... 85
Figura 33 - Valores de STD das amostras analisadas..... 86
Figura 34 - Concentração de ferro nas amostras de água analisadas..... 91
Figura 35 - Concentração de ferro nos pontos de coleta de água..... 91
Figura 36 - Concentração de ferro nas amostras de sedimentos..... 89
Figura 37 - Concentração de ferro nos pontos de coleta de sedimentos..... 90

Figura 38 - Concentração de cromo total nas amostras de água analisadas.....93
Figura 39 - Concentração de cromo nas amostras dos pontos de coleta de água.....94
Figura 40 - Concentração de cromo total nos sedimentos.....94
Figura 41 - Concentração de cromo nos pontos de coleta de sedimentos.....95
Figura 42 - Concentração de cobre nas amostras de sedimentos 98
Figura 43 - Concentração de cobre nos pontos de coleta de sedimentos 98
Figura 44 - Concentração de zinco nas amostras de sedimentos.....99
Figura 45 - Concentração de zinco nos pontos de coleta de sedimentos.....100
Figura 46 - Concentração de níquel nas amostras de sedimentos 101
Figura 47 - Concentração de níquel nos pontos de coleta de sedimentos 101
Figura 48 - Concentrações de chumbo nas amostras de sedimentos.....102
Figura 49 - Concentração de chumbo nos pontos de coleta de sedimentos 103

CAPÍTULO 3 – O DESAFIO DA COMUNIDADE RURAL SOBRE O USO DOS AGROTÓXICOS

Figura 50 - Localidades da área rural no município de Bom Retiro-SC.....125
Figura 51 - Nível de escolaridade dos agricultores entrevistados. 127
Figura 52 – Destinação final da embalagem de agrotóxicos.....131
Figura 53 - Agrotóxicos mais utilizados em Santa Catarina e no Brasil no ano de 2018. 135
Figura 54 – Agrotóxicos utilizados pelos agricultores entrevistados. 137
Figura 55 – Doenças mais comuns que acontecem na família dos agricultores 141

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1 – AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO SOLO EM ÁREAS AGRÍCOLAS DO MUNICÍPIO DE BOM RETIRO-SC

Tabela 1 - Geologia do município de Bom Retiro-SC. 29
Tabela 2 - Métodos utilizados para as análises físico-químicas dos solos testemunhas. 35
Tabela 3 - Informações utilizadas para preparação das soluções padrões e determinação dos metais por Espectrometria de Absorção Atômica de Alta Resolução com Fonte Contínua. ... 38
Tabela 4 - Classificação dos solos segundo a resolução CONAMA nº 420 de 2009. 39
Tabela 5 - Granulometria dos solos testemunhas. 40
Tabela 6 - Análises físico-químicas dos solos testemunhas 40
Tabela 7 - Classificação dos solos de acordo com a concentração de Alumínio 41
Tabela 8 – Valores orientadores de metais para solos de acordo com a resolução CONAMA nº 420 de 2009. 43
Tabela 9 – Estatística descritiva dos parâmetros analisados. 55
Tabela 10 – Correlação da concentração de metais e pH das amostras. 55
Tabela 11 – Teores médios de metais de alguns adubos orgânicos. 56
Tabela 12 – Limites máximos de metais pesados tóxicos admitidos em insumos agrícolas. . 56

CAPÍTULO 2 – AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA E DO SEDIMENTO EM ÁREAS AGRÍCOLAS DO MUNICÍPIO DE BOM RETIRO-SC

Tabela 13 - Informações utilizadas para preparação das soluções padrões e determinação dos metais por Espectrometria de Absorção Atômica de Alta Resolução com Fonte Contínua. ... 74
Tabela 14 - Valores orientadores de metais tóxicos para material a ser dragado em água de acordo com a resolução CONAMA nº 454 de 2012. 75
Tabela 15 - Classificação dos sedimentos pela CETESB referente à concentração de metais pesados. 75
Tabela 16 - Classificação das águas doces segundo a resolução CONAMA nº 357 de 2005. 77
Tabela 17 - Valores máximos permitidos em mg/L de metais tóxicos para classificação das águas segundo a resolução CONAMA nº 357 de 2005. 77
Tabela 18 – Estatística descritiva dos parâmetros físico-químicos das amostras de água 80
Tabela 19 - Valores de salinidade das amostras analisadas 87
Tabela 20 – Estatística descritiva dos metais na água 88
Tabela 21 – Estatística descritiva dos metais nos sedimentos 88
Tabela 22 - Matriz de correlação entre as variáveis relativas às amostras de água. 104
Tabela 23 - Matriz de correlação entre as variáveis relativas aos sedimentos analisadas. ... 104
Tabela 24 - Matriz de correlação entre as variáveis relativas das amostras de água e sedimentos analisadas. 104

CAPÍTULO 3 – O DESAFIO DA COMUNIDADE RURAL SOBRE O USO DOS AGROTÓXICOS

Tabela 25 - Classes de agrotóxicos mais utilizados em Santa Catarina no ano de 2018. 134
Tabela 26 – Classificação dos agrotóxicos citados pelos entrevistados. 138
Tabela 27 - Coordenadas dos pontos de coleta de solo 152

Tabela 28 - Concentração de metais pesados (mg/kg) e pH nas amostras de solo analisadas. 153
Tabela 29 - Coordenadas dos pontos de coleta de água superficial e sedimentos.....154
Tabela 30 – Parâmetros físico-químicos da água 155
Tabela 31 - Concentração de metais pesados e pH nas amostras de água e sedimentos analisadas.....156

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Al	Alumínio
ANA	Agência Nacional das Águas
APHA	American Public Health Association
AR-FC EAA	Espectrometria de Absorção Atômica de Alta Resolução com Fonte Contínua
BPMA	Batalhão de Polícia Militar Ambiental
Ca	Cálcio
$Ca(OH)_2$	Hidróxido de cálcio
Cd	Cádmio
CE	Condutividade Elétrica
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo
Cfb	Clima Temperado Húmido com Verão Temperado
CIDASC	Companhia Integrada de Desenvolvimento Agrícola de Santa Catarina
CIRAM	Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CTC	Capacidade de troca de cátions
Cr	Cromo
Cu	Cobre
$CuSO_4$	Sulfato de cobre pentahidratado
CV	Coeficiente de variação
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPAGRI	Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina
Fe_2O_3	Óxido de ferro
HCl	Ácido clorídrico
H_2O_2	Peróxido de oxigênio
Hg	Mercúrio
HNO_3	Ácido Nítrico
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia
INMET	Instituto Nacional de Metereologia
INPEV	Instituto Nacional de Processamento de Embalagens Vazias

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS (Continuação)

K	Potássio
KCl	Cloreto de potássio
LANAR	Laboratório de Rotina para Análise de Água e Resíduos
LD	Limite de detecção
Mg	Magnésio
MO	Matéria orgânica
mV	Milivolts
NaOH	Hidróxido de sódio
Ni	Níquel
OD	Oxigênio Dissolvido
ORP	Potencial de oxirredução
P	Fósforo
Pb	Chumbo
pH	Potencial Hidrogeniônico
ROLAS	Rede Oficial de Laboratório de Análise de Solos
SAR	Secretaria da Agricultura e da Pesca
SES	Secretaria do Estado da Saúde
SIA	Sistema de Informações sobre Agrotóxicos
SC	Santa Catarina
SEF	Secretaria do Estado da Fazenda
Sr	Estrôncio
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
UDESC	Universidade do Estado de Santa Catarina
µS/cm	Microsiemens por centímetro
Zn	Zinco

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL 17
OBJETIVOS DA PESQUISA 19
Objetivo geral 19
Objetivos específicos 19
ESTRUTURA DA PESQUISA 19
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS GERAIS 20

CAPÍTULO 1 – AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO SOLO EM ÁREAS AGRÍCOLAS DO MUNICÍPIO DE BOM RETIRO-SC 23
RESUMO 23
CHAPTER 1 - EVALUATION OF SOIL QUALITY IN AGRICULTURAL AREAS OF BOM RETIRO-SC 23
ABSTRACT 23
1 INTRODUÇÃO 25
2 ÁREA DE ESTUDO 26
2.1 GEOLOGIA E HIDROLOGIA 28
2.2 SOLO 30
2.3 CLIMA 31
2.4 PRECIPITAÇÃO 31
3 METODOLOGIA 32
3.1 DEFINIÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM 32
3.2 PROCEDIMENTOS DE COLETA 34
3.3 DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS 35
3.4 DETERMINAÇÃO DOS METAIS PESADOS 37
3.5 INTERPRETAÇÃO DOS RESULTADOS 38
3.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS 39
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO 39
4.1 ANÁLISE DOS SOLOS TESTEMUNHAS 39
4.2 METAIS PESADOS NO SOLO 43
5 CONCLUSÃO 57
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 58

CAPÍTULO 2 – AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA E DO SEDIMENTO EM ÁREAS AGRÍCOLAS DO MUNICÍPIO DE BOM RETIRO-SC 66
RESUMO 66

CHAPTER 2 - WATER AND SEDIMENT QUALITY ASSESSMENT IN AGRICULTURAL AREAS IN THE BOM RETIRO-SC 66
ABSTRACT 66
1 INTRODUÇÃO 68
2 METODOLOGIA 69
2.1 ANÁLISE DOS SEDIMENTOS 73
2.2 ANÁLISE DA ÁGUA 75
2.3. ANÁLISES ESTATÍSTICAS 77
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO 78
3.1 COMPORTAMENTO PLUVIOMÉTRICO 78
3.2 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS 80
3.2.1 Potencial hidrogeniônico 80
3.2.2 Potencial de oxirredução 81
3.2.3 Oxigênio dissolvido 83
3.2.4 Temperatura 83
3.2.5 Condutividade elétrica 84
3.2.6 Sólidos totais dissolvidos 86
3.2.7 Salinidade 87
3.3 CONCENTRAÇÃO DE METAIS 87
3.3.1 Ferro 89
3.3.2 Cromo 93
3.3.3 Cobre 97
3.3.4 Zinco 99
3.3.5 Níquel 100
3.3.6 Chumbo 102
3.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS 103
4 CONCLUSÃO 107
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 109

CAPÍTULO 3 – O DESAFIO DA COMUNIDADE RURAL DO MUNICÍPIO DE BOM RETIRO-SC SOBRE O USO DOS AGROTÓXICOS 120
RESUMO 120
CHAPTER 3 - CHALLENGE OF THE RURAL COMMUNITY ON THE USE OF PESTICIDES 120
ABSTRACT 120
1 INTRODUÇÃO 122
2 METODOLOGIA 124
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO 125

3.1 CARACTERÍSTICAS GERAIS DOS PRODUTORES RURAIS 125
3.2 CONTROLE E FISCALIZAÇÃO DOS AGROTÓXICOS 127
3.3 DESTINAÇÃO DAS EMBALAGENS 130
3.4 AGROTÓXICOS MAIS UTILIZADOS PELOS AGRICULTORES 133
3.5 IMPACTOS DOS AGROTÓXICOS 138
4 CONCLUSÃO 142
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 144
CONSIDERAÇÕES FINAIS 151

APÊNDICES 152
ANEXOS 157

INTRODUÇÃO GERAL

Desde que o ser humano passou a conviver e viver em sociedade passou a gerar impactos ao ambiente. Quando a densidade populacional começou a aumentar consideravelmente, a relação entre as espécies também mudou. Atualmente, o mundo está repleto de problemas ambientais e um destes problemas está relacionado à contaminação dos recursos naturais por metais devido às atividades humanas (MAHLER et al., 2012). Assim como o corpo humano precisa estar em homeostase para manter seu perfeito funcionamento, o ambiente também tem essa necessidade. O desenvolvimento das atividades antrópicas causa diversos impactos ao meio, dentre esses impactos está a contaminação por metais (ALLOWAY e AYRES, 1997). Para amenisar esses problemas, no Brasil os valores orientadores são utilizados para avaliar a presença de um contaminante em níveis tóxicos em locais específicos (BRASIL, 2005, 2009 e 2012).

O Brasil é um país com intensa atividade agropecuária e dispõe de muitos recursos naturais. A água é um recurso fundamental para a vida e muito importante para o desenvolvimento do país. O Brasil dispõe de 13% de toda a água doce do planeta. Porém, 81% deste recurso está disponível na Amazônia e a menor parte está na área onde está a maior demanda por água (ANA, 2017). Além disso, a forma de exploração dos recursos naturais pelos seres humanos tem impactado na qualidade das águas, dos sedimentos, dos solos e do ar (TEODORO & SANTOS, 2011; BETEMPS et al., 2014).

Indústrias, efluentes domésticos e insumos agropecuários podem contribuir para o aumento das concentrações de substâncias químicas na água, envolvidos também na poluição dos sedimentos (MISERENDINO, 2008). O acúmulo de metais depende de fatores externos, como pH, força iônica, tipo de ligação, superfície de adsorção e granulometria (BONAI, 2009). Os metais pesados não são decompostos naturalmente e não permanecem fixos nos sedimentos, pois retornam ao corpo d'água (SANTANA, 2007). Alguns metais, como Cu, Ni, Cr, Fe, Mn e Zn, são essenciais para a nutrição dos organismos vivos, mas se acumularem no ambiente em concentrações altas, se tornam tóxicos para a biota edáfica, inclusive podendo ocasionar riscos à saúde humana (ALVARENGA, 2013). Outros como Cd, Pb e Hg podem causar sérios danos à saúde (FERREIRA, 2010). Insumos agrícolas podem ser fonte de acumulação de alguns metais pesados, como Cd, Cu, Cr, Fe, Ni, Pb e Zn (ATSDR, 2002).

A ação negativa dos metais de origem antrópica já é demonstrada em muitos estudos. Não é só evidenciada no desequilíbrio dos ecossistemas, causando a morte de muitas espécies e contaminação do meio, mas também impacta diretamente a vida das pessoas, dos produtores

aos consumidores, ocasionando vários problemas de saúde, como o câncer e distúrbios neurológicos. A contaminação gera danos à saúde e ao patrimônio, compromete a qualidade dos recursos hídricos e restringe o uso do solo (BIGALKE et al, 2017).

O solo tem capacidade acentuada de retenção de metais. Altas concentrações de metais podem afetar os ecossistemas associados com a transferência de metais do solo para os demais ambientes. A lixiviação pode causar a contaminação de água subterrânea ou superficial, os metais pesados podem ser absorvidos por seres vivos e eles persistem no ambiente, portanto tem difícil remoção (JIANG e XU, 2013). É preciso mitigar os riscos de lixiviação e deve-se ter cuidado, pois as plantas podem acumular altas concentrações de metais em seus tecidos e acontecer o processo de magnificação trófica, em que os consumidores da cadeia alimentar acabam sendo contaminados também (AHMAD et al., 2014; REESETAL, 2014; PUGA, 2015).

A poluição ambiental por metais pode resultar na absorção na cadeia alimentar e comprometer a qualidade do ecossistema e a saúde humana (OBAROH et al., 2015). A intoxicação por metais é um problema de saúde pública. Os metais podem comprometer o futuro das pessoas contaminadas, nos casos de intoxicação lenta e gradual ou rápida e devastadora (ROCHA, 2009). Para evitar problemas de saúde, é importante levar em consideração a rota ambiental que leva a substância da fonte até ao indivíduo e propor medidas mitigatórias (MENDES, 2007).

Com o aumento da contaminação do ambiente pode metais, muitas tecnologias de fitorremediação utilizam espécies de plantas e microrganismos capazes de extrair ou metabolizar os elementos nocivos ao ambiente (MUGOUEI et al., 2011). Os metais pesados são poluentes inorgânicos e não podem ser decompostos, mas podem ser estabilizados no solo ou retidos nos tecidos de plantas hiperacumuladoras (PEREIRA et al., 2012).

O presente estudo surge da necessidade de estabelecer um relacionamento eficaz entre o desenvolvimento agrícola associado à preservação dos recursos naturais. Para isso, foi necessário analisar e entender as relações que acontecem entre os produtores e os insumos agropecuários, buscando aumentar o desenvolvimento e minimizar os impactos negativos ao meio ambiente. Neste contexto, o acompanhamento de como os produtores trabalham com o manejo dos insumos agrícolas, a contaminação do solo e o carreamento desses produtos para os corpos hídricos requer atenção e um trabalho mais detalhado com rigor científico de como o meio ambiente está sendo afetado em decorrência do possível uso indiscriminado de agroquímicos.

OBJETIVOS DA PESQUISA

Objetivo geral

O objetivo deste estudo foi avaliar a qualidade dos solos, das águas e dos sedimentos em áreas agrícolas no município de Bom Retiro-SC.

Objetivos específicos

i. Quantificar a concentração de metais em amostras de água superficial, sedimento e solo e compará-los com o ordenamento jurídico;
ii. Estabelecer relações da presença dos metais (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb e Zn) com a produção agrícola no município de Bom Retiro-SC;
iii. Entender como as diferentes culturas interferem na qualidade ambiental;
iv. Investigar o comportamento dos produtores perante o manejo dos agrotóxicos.

ESTRUTURA DA PESQUISA

Este trabalho está estruturado em três capítulos. No primeiro capitulo foi realizado a análise da concentração de metais nos solos de áreas agrícolas de Bom Retiro-SC. Além disso, foram realizadas análises físico-químicas de cinco amostras de solos testemunhas de toda a área de estudo. No segundo capítulo está descrito a metodologia, os resultados e conclusões referentes à análise dos parâmetros fisico-químicos e concentrações de metais das águas superficiais e nos sedimentos nas áreas de intensa atividade agropecuária no município de Bom Retiro-SC. O capítulo três descreve a realidade dos trabalhadores rurais, visto que foi realizado por meio de entrevistas aos produtores. Os resultados foram comparados com o ordenamento jurídico. Ao final do trabalho estão as conclusões gerais do estudo, considerando os resultados gerais e possíveis projetos para a área de estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS GERAIS

AHMAD, M.; RAJAPAKSHA, A.U.; LIM, J.E.; ZHANG, M.; BOLAN, N.; MOHAN, D.; VITHANAGE, M.; LEE, S.S.; OK, Y.S.Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. **Chemosphere 99**, 19-33, 2014.

ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils.** New York, John Wiley, 2010.

ALVARENGA, M. A. R. **Tomate: produção em campo, em casa-de-vegetação e em hidroponia**, 2.a. ed. UFLA: Lavras, 2013. 455 p.

ANA- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017: relatório pleno/Agência Nacional de Águas.** Brasília: ANA, 2017. 169p. 2017. Disponível em: <http://conjuntura.ana.gov.br/>. Acesso em: 27 de março de 2018.ANCI

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Control). **CERCLA priority list of hazardous substances**. Disponível em: <http://www.atsdr.cdc.gov/clist.html>. Acesso em: 10 dez. 2018.

BETEMPS, G. R.; KERSTNER, T.; SANCHES FILHO, P. J.. Caracterização físico-química da água e determinação de metais pesados (Cr, Cu, Pb e Zn) no sedimento do riacho Arroio do Padre (Arroio do Padre, Brasil/RS). **Revista Thema**, v. 11, n. 2, p. 4-20, 2014.

BIGALKE, M., ULRICH, A., REHMUS, A., KELLER, A. Accumulation of cadmium and uranium in arable soils in Switzerland. **Environ. Pollut.** 221, 85–93, 2017.

BONAI, N. C.; SOUZA-FRANCO, G.M.; FOGOLARI, O.; MOCELIN, D. J. C.; MAGRO, J. Distribution of metals in the sediment of the Itá Reservoir, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensis**, 21(2): 245-250. 2009.

BRASIL, 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a Classificação dos Corpos de água e Diretrizes Ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 18 mar. 2005. p. 58-63.

BRASIL, 2009. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA**. Resolução nº 420, de 04 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. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 30 dez. 2009.

BRASIL, 2012. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA**. Resolução nº 454, de 01 de dezembro de 2012.** Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 08 nov. 2012. Seção 1.

FERREIRA, A. P.; HORTA, M. A. P.; CUNHA, C. L. N. Avaliação das concentrações de metais pesados no sedimento, na água e nos órgãos de *Nycticorax nycticorax* (Garça-da-noite)

na Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. 2010. **Journal of Integrated Coastal Zone Management**. Portugal, 2010.

Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2015. Guidelines on Good Labelling Practice for Pesticides (revised). Roma: s.n.

GUILLETTE, L. J.; IGUCHI, T. Life in a contaminated world. **Science**, v. 337, n. 6102, p. 1614-1615, 2012.

JIANG, Y.; XU, H.; HU, X.; WARREN, A.; SONG, W. Functional groups of marine ciliated protozoa and their relationships to water quality. **Environmental Science and Pollution Research**, 20(8), 5272-5280, 2013.

MAHLER, Claudio Fernando (org.). **Lixo urbano: o que você precisa saber sobre o assunto.** Rio de Janeiro: Revan : FAPERJ, 2012. 192 p.

MENDES, R. **Patologia do trabalho**. 2ª ed. atual. e ampl. São Paulo: Atheneu, 2007.

MISERENDINO, M. L.; BRAND, C.; DI PRINZIO, C.Y. Assessing urban impacts on water quality, benthic communities and fish in streams of the Andes Mountains, Patagonia (Argentina). **Water, Air, and Soil Pollution**. 2008.

MUGOUEI, R.; BORGHEI, M.; ARJMANDI, R. Phytoremediation of stable Cs from solutions by Calendula alata, Amaranthus chlorostachys and Chenopodium album. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.74, p. 2036-2039, 2011.

OBAROH, I. O.; ABUBAKAR, U.; HARUNA, M. A.; ELINGE, M. C. Evaluation of some heavy metals concentration in River Argungu. **Journal of Fisheries and Aquatic Scienc**e, v. 10, n. 6, p. 581-586, 2015.

PEREIRA, A. C. C.; RODRIGUES, A. C. D.; SANTOS, F. S.; GUEDES, J. N.; SOBRINHO, N. M. B. A. Concentração de metais pesados em espécies arbóreas utilizadas para revegetação de área contaminada. **Revista Ciência Agronômica**, v. 43, p. 641647, 2012.

PUGA, A. P. Biochar application to a contaminated soil reduces the availability and plant uptake of zinc, lead and cadmium. **Journal of environmental management**, v. 159, p. 86-93, 2015.

REESETAL, F.; SIMONNOT, M.O.; MOREL, J.L. Short-termeffectsof biocharon soil heavy metal mobility are controlled by intra-particle diffusion and soil pH increase. **Eur. J. Soil Sci.** 65, 149-161, 2014.

ROCHA, A. F. **Cádmio, chumbo, mercúrio – A problemática destes metais pesados na saúde pública**. Faculdade de ciências da nutrição e alimentação. Universidade do Porto, Portugal, 2009.

SANTANA, G.P.; BARRONCAS, P. S. R. Estudo de metais pesados (Co, Cu, Fe, Cr, Ni, Mn, Pb e Zn) na bacia do Tarumã-Açu Manaus – (AM). **Acta Amaz**. 2007

TEODORO, Patrícia Ferreti; SANTOS, Ariodari Francisco. Qualidade da água da bacia do Rio das Pedras–Guarapuava (PR), baseado nos parâmetros que definem o Índice de Qualidade da Água (IQA). **Guairacá-Revista de Filosofia**, v. 25, n. 1, 2011.

CAPÍTULO 1 – AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO SOLO EM ÁREAS AGRÍCOLAS DO MUNICÍPIO DE BOM RETIRO-SC

RESUMO

O município de Bom Retiro-SC possui intensa atividade agropecuária e estas atividades podem causar diversos impactos ao meio ambiente. Objetivou-se com este estudo analisar o uso e a qualidade dos solos na área rural de Bom Retiro-SC, em locais representativos com intensa atividade agropecuária e que consequentemente, utilizam agrotóxicos e fertilizantes químicos. Neste contexto, para representação de toda a área de estudo, foram analisadas as concentrações dos metais pesados Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Ni e Zn em 35 pontos. A presença destes metais pode estar relacionada com a utilização de insumos agrícolas. As concentrações dos metais foram obtidas por meio de Espectrometria de Absorção Atômica de Alta Resolução com Fonte Contínua (ARFC EAA), de acordo com a metodologia estabelecida pela USEPA. Foram determinados cinco pontos de solos das áreas testemunhas para representar toda a área de estudo, que foram encaminhados para o laboratório da EPAGRI de Chapecó credenciado pela ROLAS. Nas amostras foram analisados granulometria, matéria orgânica, pH, fósforo, potássio, alumínio, cálcio, magnésio e CTC. Os solos das áreas testemunhas apresentaram baixa fertilidade e altos índices de alumínio. Os metais Cd e Ni não foram detectados em nenhuma das 35 amostras e os metais Cr, Cu, Fe, Zn e Pb foram encontrados, mas em concentrações abaixo do valor máximo permitido pela resolução CONAMA nº 420/2009. Portanto, é preciso sempre estabelecer o monitoramento ambiental dessas áreas, visto que a lixiviação dos contaminantes para a água e a bioacumulação de metais podem causar diversos impactos para o equilíbrio ambiental e à saúde da população. Um estudo de especiação química seria interessante como parte da continuidade dos estudos.

Palavras-chave: Qualidade dos solos. Metais pesados. Áreas rurais. Produção agrícola.

CHAPTER 1 - EVALUATION OF SOIL QUALITY IN AGRICULTURAL AREAS OF BOM RETIRO-SC

ABSTRACT

The municipality of Bom Retiro-SC has intense agricultural activity, whose activities can cause various impacts on the environment. The objective of this study was to analyze the use and quality of the soil in the rural area of Bom Retiro-SC, in representative places with intense agricultural activity and that consequently use pesticides and chemical fertilizers. In this context, to represent the entire area, the concentrations of heavy metals Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Ni and Zn were analyzed in soil samples of 35 points distributed in rural areas, by High-Resolution Continuum Source Atomic Absorption Spectrometry (HRCS AAS). In addition, five witness soil points were determined in order to represent the entire study area and were sent to the EPAGRI laboratory in Chapecó, accredited by ROLAS. In the samples, granulometry, organic matter, pH, phosphorus, potassium, aluminum, calcium, magnesium and CEC were analyzed. Witness samples showed low fertility and high aluminum levels. The metals Cd and Ni were not detected in any sample and the metals Cr, Cu, Fe, Zn and Pb were found, but in

concentrations below the maximum value allowed by CONAMA Resolution No. 420/2009. Therefore, it is always necessary to settle environmental monitoring of these areas, since the leaching of contaminants into water and the bioaccumulation of metals can cause several impacts on the environmental balance and health of the population.

Keywords: Soil quality. Heavy metals. Rural areas. Agricultural production.

1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento das atividades antrópicas causa diversos impactos ao meio, dentre esses impactos está a contaminação por metais (ALLOWAY e AYRES, 1997). Os metais estão presentes naturalmente no solo devido ao intemperismo, processos pedogênicos em rochas e no material de origem do solo, ou podem ser dispostos no ambiente por meio de atividades humanas potencialmente poluidoras (ALLOWAY, 2010; ALEXANDRE, 2012; MAHAR et al., 2016). Os metais são também conhecidos como elementos-traço, pois normalmente são encontrados em baixas concentrações (< 0,1%) nos solos e nos organismos vivos (LAKHERWAL, 2014).

Alguns metais são essenciais para o desenvolvimento dos seres vivos, outros precisam estar presentes em quantidades corretas e alguns são extremamente tóxicos (ALI, KHAN e SAJAD, 2013; ALVARENGA, 2013). Os metais não são degradados naturalmente pelos seres vivos, o que se torna um acentuado problema de poluição ao longo do tempo (OLIVEIRA et al., 2010). Quando se tornam tóxicos, os metais podem comprometer o futuro das pessoas contaminadas (ROCHA, 2009).

Devido ao crescimento populacional, existe uma necessidade de se ampliar a produção mundial de alimentos em 70% até 2050 (FAO, 2009). É um grande desafio aumentar a produção em áreas já cultivadas. Muitos produtos foram desenvolvidos com foco em problemas instantâneos e não em crises planetárias e os países em desenvolvimento, como o Brasil, acabam utilizando os agroquímicos de forma descontrolada, causando diversos impactos ambientais. A acumulação de metais pesados em solos agrícolas é uma questão mundial muito importante (BIGALKE et al., 2017). Muitos problemas de saúde e ambientais são encontrados em diversos lugares devido ao uso inadequado de alguns produtos agrícolas (GARVEY, TYFIELD e MELLO, 2017).

A preocupação sobre o uso e conservação do solo tem aumentado nos últimos anos, pois o solo serve como meio básico para a vida, mantém o ciclo da água e dos nutrientes, serve para a produção de alimentos, age como filtro natural, tampão e meio de adsorção de substâncias químicas e organismos, protege as águas, é fonte de informação, de recursos minerais e de ocupação territorial (BRASIL, 2009). Contaminação é a presença de concentração elevada de substâncias agressoras ao meio e aos seres vivos. O solo possui capacidade de autodepuração, pois é capaz de atenuar os efeitos negativos oriundos da contaminação. Isso acontece por meio da adsorção, efeito tampão e intensa atividade biológica. Quando há acúmulo excessivo de

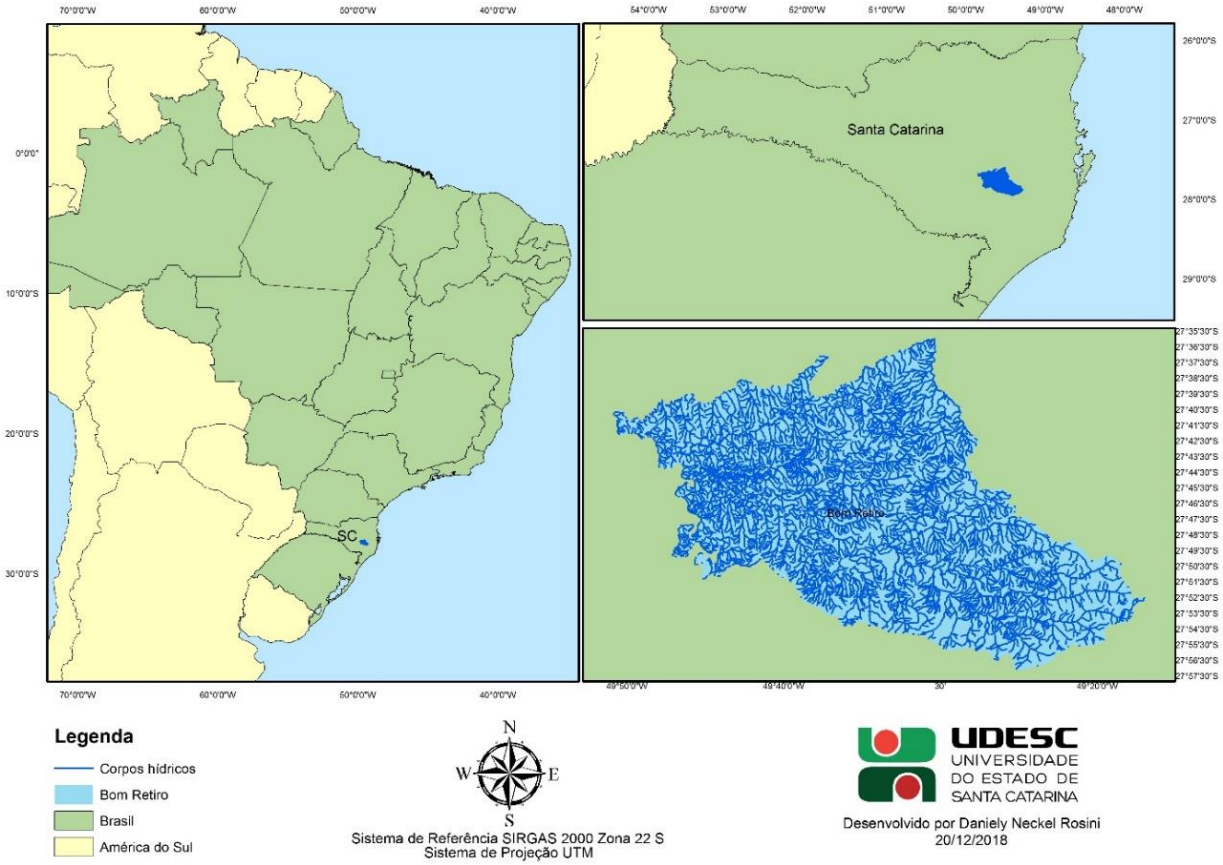
contaminantes, o ambiente não consegue mais estabelecer o controle e acontece a poluição (RIBEIRO, 2013).

A contaminação do solo pode ocorrer por diferentes metais ao mesmo tempo e uma competição de adsorção pode ocorrer (ZHANG e ZHENG, 2007). Os solos com metais pesados podem exportar biomassa, pode ocorrer a lixiviação e o escoamento para águas superficiais (SALMAN et al., 2017). Altas concentrações de metais pesados podem afetar os ecossistemas associados com a transferência de metais do solo para os demais ambientes (JIANG e XU, 2013). Segundo Barros et al., (2008) metais procedentes de ações antrópicas acabam sendo mais fotodisponíveis e mais móveis que aqueles presentes naturalmente no solo. Solos com baixa drenagem possuem capacidade de reter maiores concentrações de metais pesados (FAQUIN, 2005). Com base nisso, o objetivo deste estudo foi caracterizar os solos das áreas agropecuárias no município de Bom Retiro-SC, analisando os parâmetros físico-químicos dos solos testemunhas, a concentração dos metais (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Ni e Zn) presentes no solo e comparando-os com a legislação (BRASIL, 2009).

2 ÁREA DE ESTUDO

Bom Retiro é uma cidade da microrregião serrana de Santa Catarina, com 8.942 habitantes, 7.106 eleitores e 2.727 domicílios, com uma área de 1.056 km^2, localiza-se a uma latitude 27º47'50" sul e a uma longitude 49º29'21" oeste e altitude média de 890 metros (Figura 1) (IBGE, 2010). O município ocupava a posição 1934º no Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) 2010, com 0,699, sendo 0,704 para IDHM renda, 0,869 IDHM longevidade e 0,559 IDHM educação (PNUD, 2010). Os municípios limítrofes são Alfredo Wagner, Bocaina do Sul, Rio Rufino, Urubici, Anitápolis, Chapadão do Lageado, Otacílio Costa e Petrolândia (IBGE, 2010).

Figura 1 – Localização do município Bom Retiro-SC.



Mapa produzido no ArGis 10.4. Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

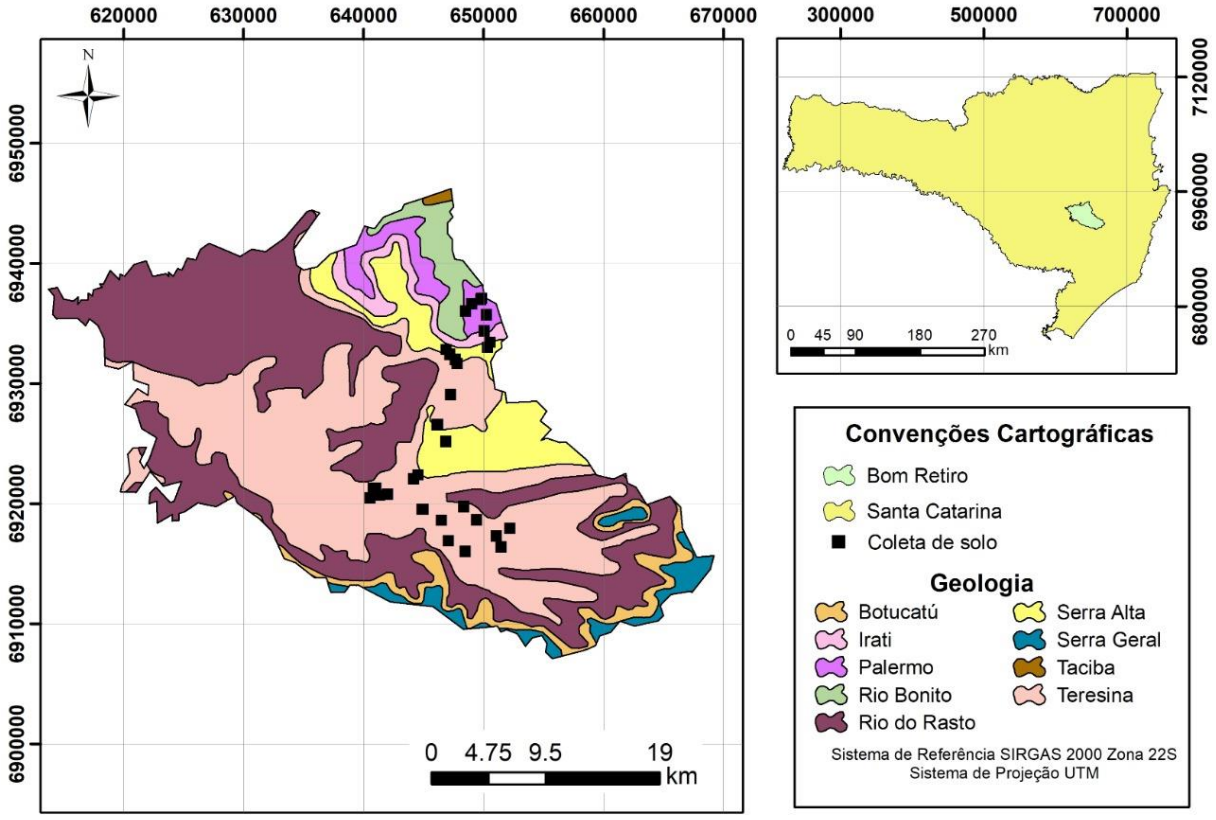
O município está inserido no bioma Mata Atlântica e Floresta Ombrófila Mista e de Savana (ROCHA et al., 2014). Bom Retiro é um dos pequenos municípios brasileiros que possuem muitas famílias que sobrevivem da agricultura, sendo que cerca de 30% da população residia em área rural conforme dados do IBGE (2010).

A economia do município concentra-se, principalmente, nas atividades agrícolas e pecuárias, entre elas destaca-se as culturas de maçã (40.968 t/ano), milho (15.360 t/ano), cebola (15.200 t/ano) e tomate (4.800 t/ano) (IBGE, 2010). Tais espécies necessitam do uso de agrotóxicos e fertilizantes, que por vezes, são utilizados de maneira indiscriminada, ocasionando a contaminação ambiental na região e consequentemente, gerando muitos impactos para a vida das pessoas. Diante da crise que se vivencia no planeta, é preciso estar alerta sobre a situação dos recursos ambientais.

2.1 GEOLOGIA E HIDROLOGIA

O município de Bom Retiro está inserido na sequência estratigráfica gonduânica da Bacia Sedimentar do Paraná. Esta bacia é formada por rochas sedimentares e vulcânicas originadas entre o Siluriano e o Cretáceo. A espessura máxima das rochas está em torno de 5.000 m (BORTULOZZI, AWDZIEJ e ZARDO, 1987). O substrato geológico de Bom Retiro é composto por rochas sedimentares paleozoicas e mesozoicas e rochas vulcânicas mesozoicas. As unidades litoestratigráficas presentes no município são: Formação Rio do Sul, Formação Rio Bonito, Formação Irati, Formação Serra Alta, Formação Teresina, Formação Rio do Rastro, Formação Botucatú e Formação Serra Geral (Figura 2 e Tabela 1) (ROCHA e MARIMON, 2014).

Figura 2 - Geologia do município de Bom Retiro - SC



Fonte: Elaborado pela autora com base em IBGE (2000), 2019.

Tabela 1 - Geologia do município de Bom Retiro-SC.

	Características principais	Localização
Formação Serra Geral	Sequência vulcânica com rochas básicas a ácidas. As básicas são constituídas por basalto, com coloração cinza-escuro ao negro e tonalidade esverdeada. As ácidas tem coloração cinza, com tons claros à castanhos.	Escarpas da Serra Geral, recobrindo o topo dos morros.
Formação Botucatú	Predominam arenitos vermelhos, finos a médios com pouca matriz. A espessura média em afloramentos é de 50 m.	Leste do município de Bom Retiro.
Formação Rio do Rastro	Rochas com coloração vermelho-escura com manchas brancas. A espessura em subsuperfície é de 800 m. Podem ser encontrados fósseis de pelecípodes, conchostráceos, anfíbios, vegetais e palinomorfos.	Vale do rio João Paulo.
Formação Teresina	Possui argilitos cinza-escuro e esverdeado, intercalados com siltitos cinza-escuros, rosáceos ou avermelhados. Espessura de 600 a 650 m.	Vale do rio João Paulo.
Formação Serra Alta	Possui folhelhos, argilitos e siltitos cinza-escuro a pretos, com espessura na subsuperfície de 120 m.	Escarpas da margem esquerda do rio Itajaí do Sul e seus efluentes.
Formação Irati	É constituído principalmente por siltitos, argilitos e folhelhos sílticos. A coloração é de cinza clara a escura, com folhelhos pirobetuminosos em alternância com calcários dolomíticos de cor creme, silicificados e, restritos níveis conglomeráticos.	Escarpas da margem esquerda do rio Itajaí do Sul e seus efluentes.
Formação Rio Bonito	Pacote sedimentar, com uma seção basal arenosa, uma argilosa e uma superior areno-argilosa. A coloração é cinza esverdeado por causa dos siltitos, arenitos e camadas de carvão.	Pequena porção no norte de Bom Retiro, no vale do Rio Itajaí do Sul.
Formação Rio do Sul	Sedimentos essencialmente argilosos, coloração acinzentada escura com matriz arenosa. A espessura média é de 350 m.	Pequena porção no norte de Bom Retiro, no vale do Rio Itajaí do Sul.

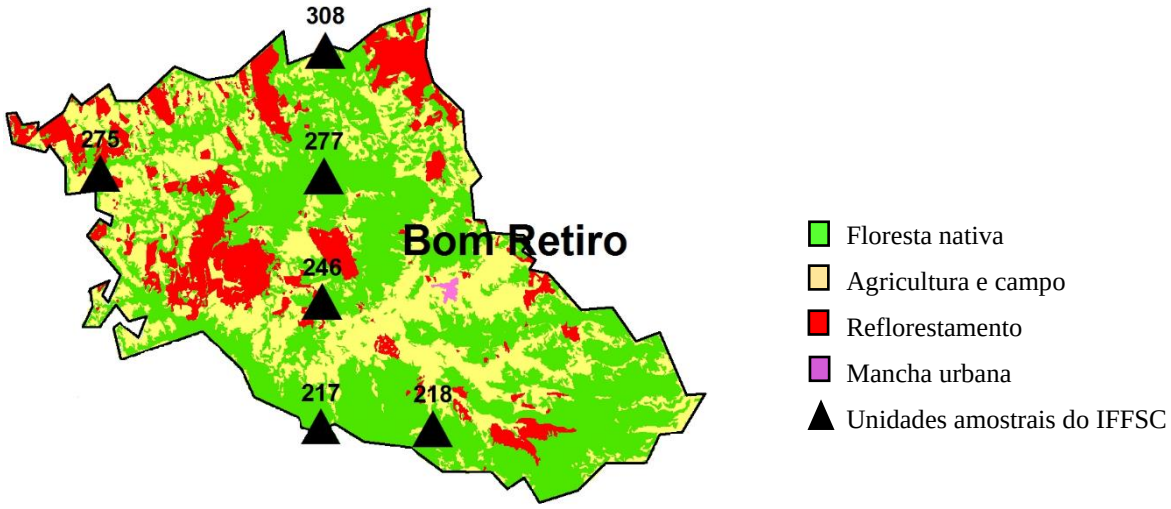
Fonte: Autora com base em BORTULOZZI, AWDZIEJ e ZARDO, 1987.

A maior parte do município de Bom Retiro está localizado na bacia do rio Canoas, vertente do interior e uma menor parte pertence à bacia do Rio Itajaí do Sul, vertente atlântica. As ações pluviais e fluviais são as principais fontes erosivas que definem os divisores de água (ROCHA e MARIMON, 2014).

2.2 SOLO

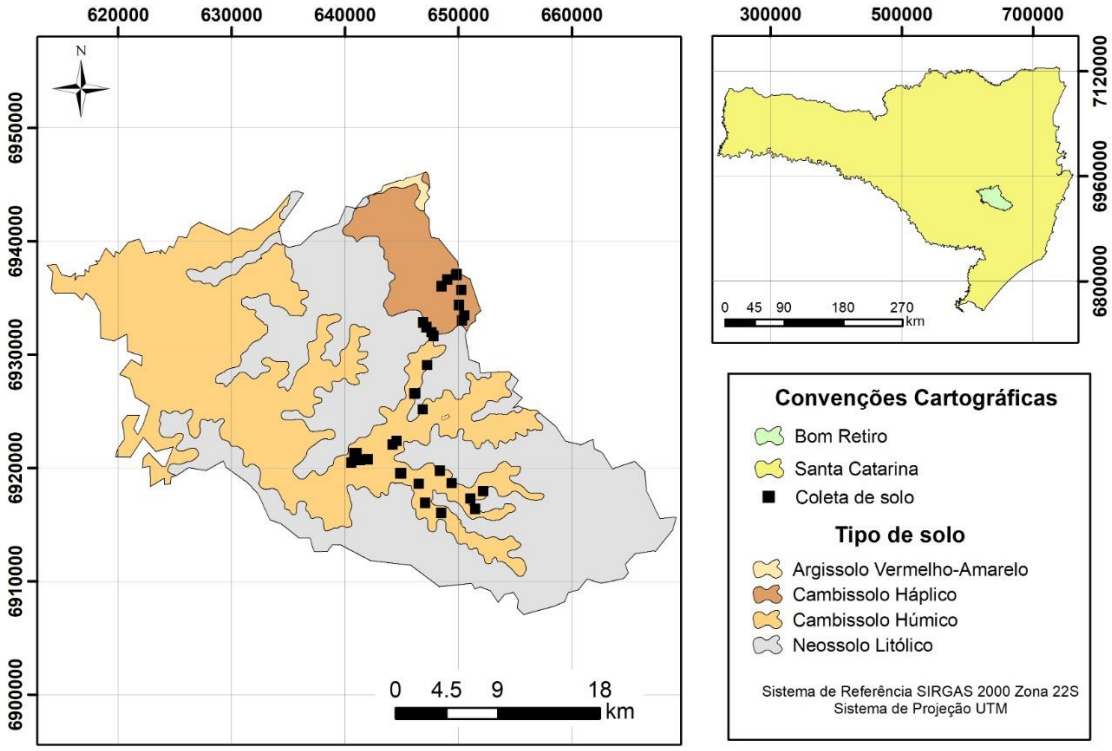
O solo de Bom Retiro é heterogêneo e está associado ao relevo e à cobertura vegetal (Figura 3). As principais classificações são: Cambissolos háplicos e húmicos, Argissolos vermelho-amarelo e Neossolos litólicos (Figura 4).

Figura 3 - Uso e ocupação do solo no município de Bom Retiro, SC



Fonte: Adaptado de Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, 2016.

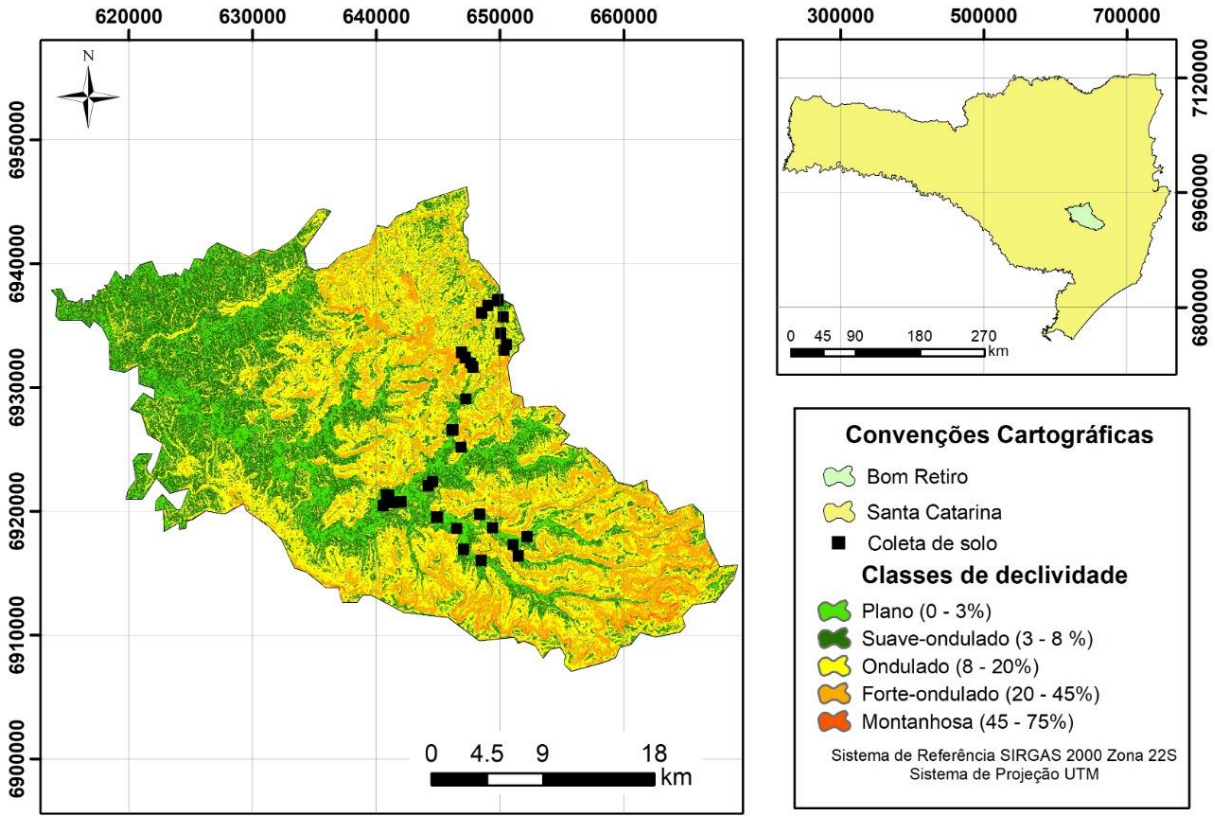
Figura 4 - Tipos de solo da área de estudo



Fonte: Elaborado pela autora com base em EPAGRI (2004), 2019.

O relevo é constituído de superfícies onduladas e montanhosas e serra geral (Figura 5) (ROCHA e MARIMON, 2014).

Figura 5 - Mapa de declividade no município de Bom Retiro-SC.



Fonte: Elaborado pela autora com base em IBGE (2000), 2019.

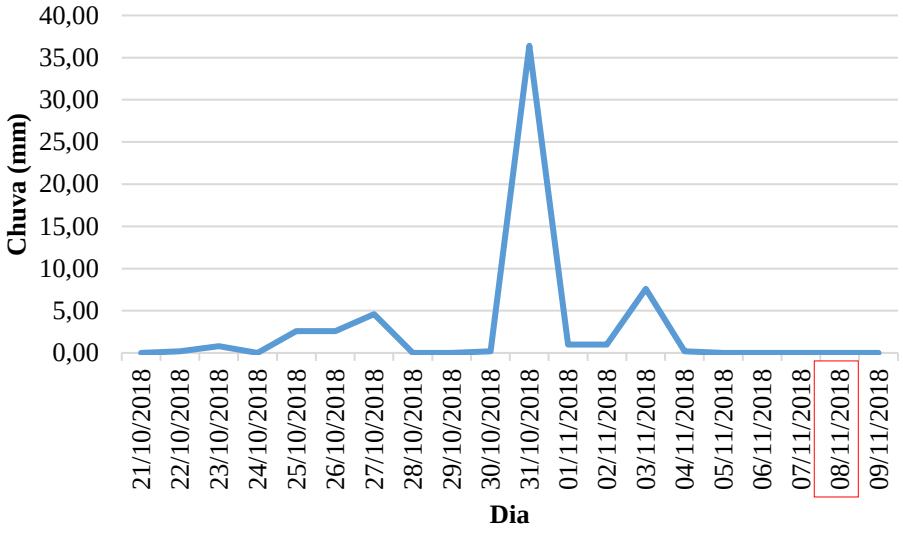
2.3 CLIMA

As massas de ar que atuam no estado de Santa Catarina são a tropical atlântica, polar atlântica, tropical continental e equatorial continental (OMETTO,1981). O município de Bom Retiro está inserido em área de interferência do clima mesotérmico úmido, com verão fresco, sem estação seca, com amplitude térmica entre inverno e verão.

2.4 PRECIPITAÇÃO

Bom Retiro não possui uma estação menos chuvosa definida, as chuvas acontecem durante o ano todo. Na Figura 6 é possível observar a quantidade de chuvas nos dias próximas à coleta de solo.

Figura 6 - Quantidade de chuva nos dias próximos à coleta



Fonte: Elaborado pela autora, com base nos dados fornecidos pela EPAGRI, 2019.

As estações são bem definidas, sendo que nos meses de junho e julho são registradas as menores temperaturas e em dezembro e janeiro as maiores. Em 2018, a mínima foi de -2ºC e a máxima 34ºC.

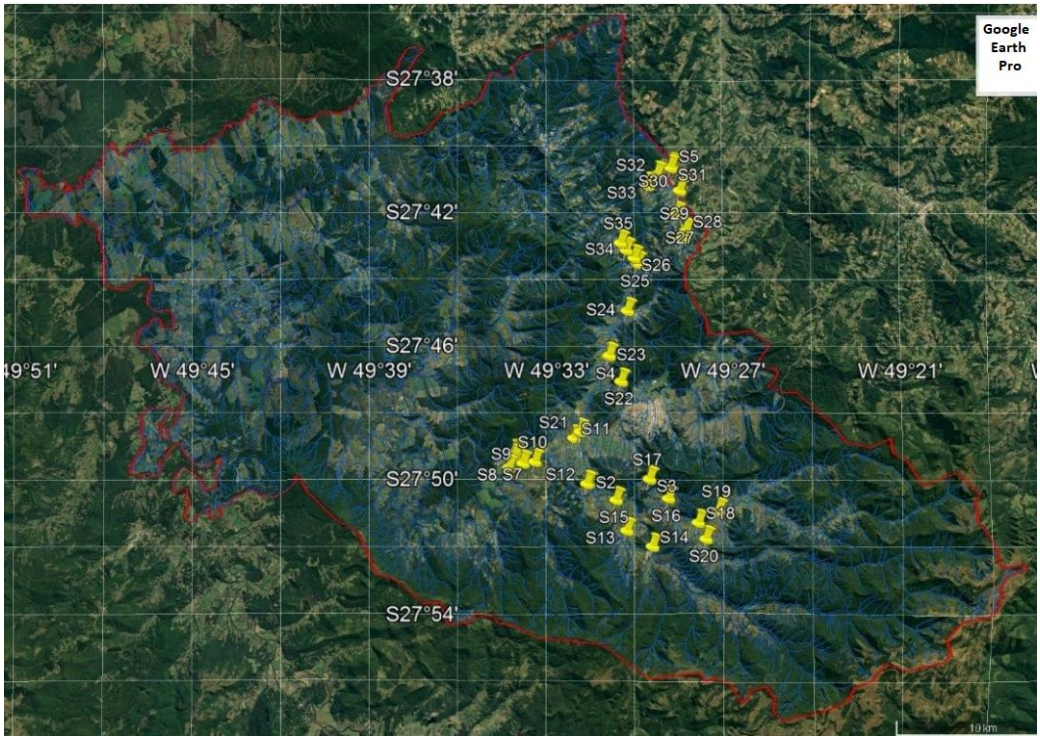
3 METODOLOGIA

A pesquisa realizada para o desenvolvimento deste trabalho foi feita em cinco etapas: a) revisão bibliográfica; b) determinação dos metais de interesse e da área de estudo; c) identificação dos pontos de coleta e a coleta das amostras; d) análise dos parâmetros físico-químicos e concentração de metais pesados; e e) discussão dos resultados.

3.1 DEFINIÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM

A área de estudo foi escolhida devido à localização das áreas produtoras de alimentos (Figura 7). As regiões da Santa Clara, Paraíso da Serra e Campo Novo (ST1, ST2, ST3 e S6 a S21) apresentam intenso plantio de milho para sustentar o gado leiteiro ou de corte, além disso, apresenta também cultivo de tomate e repolho. As regiões do Matador, Costão do Frade, Laranjeiras e Barbaquá (ST4, ST5, S22 a S35) se caracterizam pelo cultivo de cebola e milho, em diferentes épocas do ano. As Figuras 8 e 9 demonstram os locais de coleta de solo (Apêndice A).

Figura 7 - Pontos de coleta de solo. O polígono vermelho delimita o perímetro do município. Os pontos marcados em amarelo são os pontos de coleta de solos da área objeto de estudo. As linhas azuis são os corpos hídricos.



Fonte: Elaborado pela autora, 2018

Os pontos de coleta dos solos testemunha (Figura 8) para análises físico-químicas, foram escolhidos em pontos estratégicos, dentro de regiões preservadas com pelo menos 10 metros de vegetação, com o objetivo de caracterizar os variados tipos de solos de toda a área de estudo.

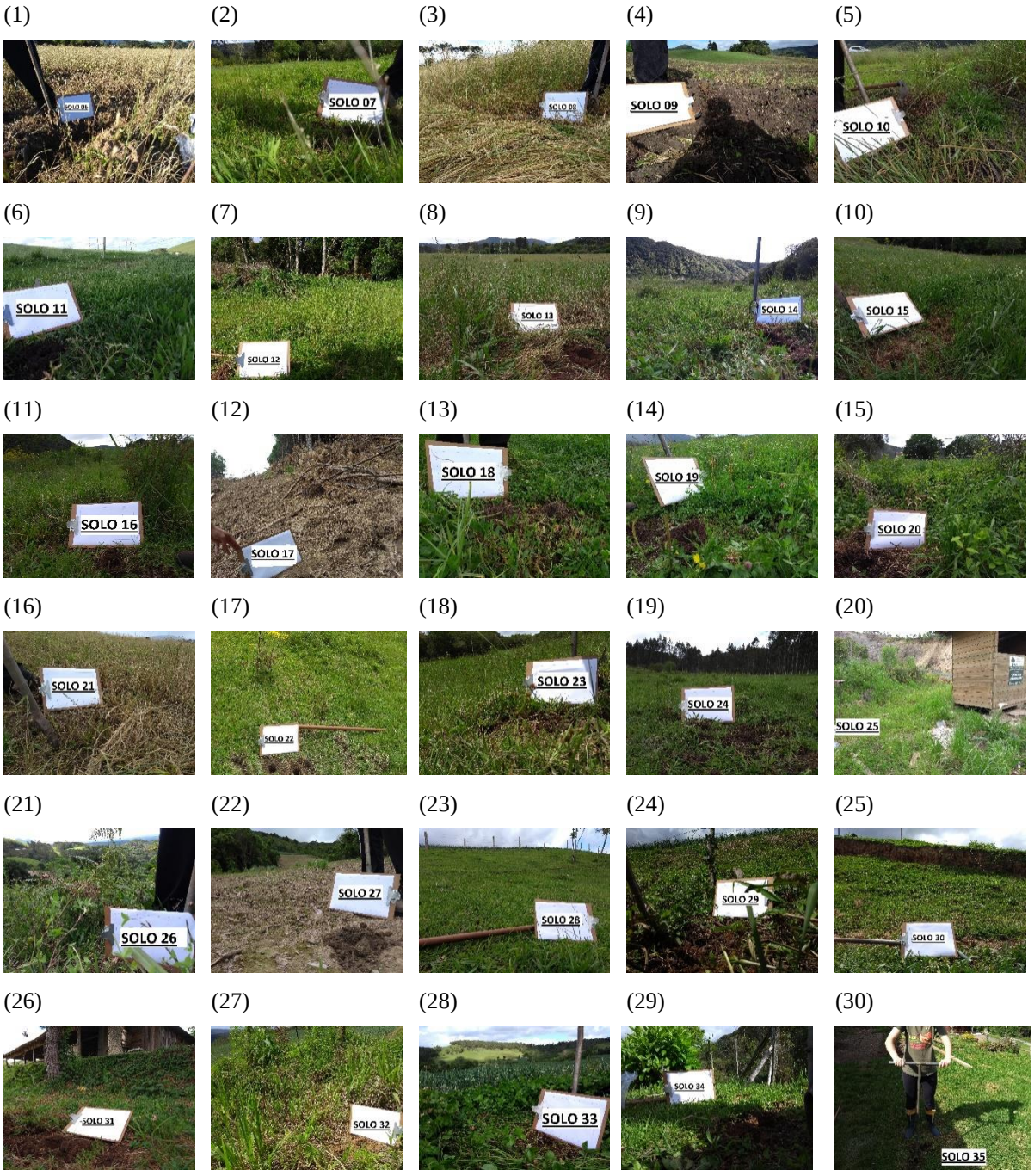
Figura 8 - Pontos de coleta dos solos testemunha

(a) (b) (c)

(d) (e)

Fonte: Elaborado pela autora, 2019

Figura 9 - Pontos de coleta de solo



Pontos de coleta das amostras de solo: (1) Solo 06, (2) Solo 07, (3) Solo 08, (4) Solo 09, (5) Solo 10, (6) Solo 11, (7) Solo 12, (8) Solo 13, (9) Solo 14, (10) Solo 15, (11) Solo 16, (12) Solo 17, (13) Solo 18, (14) Solo 19, (15) Solo 20, (16) Solo 21, (17) Solo 22, (18) Solo 23, (19) Solo 24, (20) Solo 25, (21) Solo 26, (22) Solo 27, (23) Solo 28, (24) Solo 29, (25) Solo 30, (26) Solo 31, (27) Solo 32, (28) Solo 33, (29) Solo 34, (30) Solo 35.
Fonte: Elaborado pela autora, 2019

3.2 PROCEDIMENTOS DE COLETA

Foi realizada coleta de solo no dia 08 de novembro de 2018. As 35 amostras de solo foram coletas de acordo com a NBR 15.492 (ABNT, 2007) a uma profundidade de 20 cm

utilizando trado holandês e acondicionadas em embalagens plásticas, rotuladas e encaminhadas para o laboratório.

As cinco amostras de solos testemunhas foram encaminhadas para o Laboratório de Análise de Solos credenciado pela Rede Oficial de Laboratório de Análise de Solos (ROLAS), da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina – EPAGRI em Chapecó-SC, para análises físico-químicas.

3.3 DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

No Laboratório de Análise de Solos da EPAGRI (Anexos A e B), foram determinadas a granulometria, as concentrações de matéria orgânica (MO), argila, potencial hidrogeniônico, fósforo (P) disponível (Mehlich), potássio (K) trocável e alumínio (Al), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) trocáveis. A acidez potencial (H+Al), capacidade de troca de cátions (CTC), Al (valor m) e % de Saturação na CTC a pH 7.0 (Bases, K, Ca, Mg) obtidos com de cálculos matemáticos (Tabela 2) (TEDESCO et al., 1995; KLEIN, 2008).

Tabela 2 - Métodos utilizados para as análises físico-químicas dos solos testemunhas.

Parâmetro analisado	**Método**
Matéria Orgânica	Espectroscopia
pH água e SMP	Potenciômetria
Fósforo	Colorometria
Potássio	Fotômetro de Chamas
Alumínio, Cálcio e Magnésio	KCl/Espectrofotometria de Absorção Atômica
Argila	Densiometria
Areia	Gravimetria

Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

A determinação da matéria orgânica foi realizada utilizando o método de oxidação por solução sulfocrômica com calor externo e determinação espectrofotométrica do Cr^{3+}. Utilizou-se 1,5 mL de solo, colocados em frascos de 50 mL, aquecidos em banho-maria por 30 minutos e agitados por 5 minutos. Depois, adicionou-se 15 mL de água, ficou em repouso durante a noite, 3 mL do sobrenadante foram pipetados para copos descartáveis, adicionados 3 mL de água destilada e agitados. A absorbância da solução foi determinada em 645 nm (TEDESCO et al., 1995).

A acidez ativa do solo foi determinada pelo pH em água, na relação 1:1. A acidez potencial foi avaliada pela mudança de pH em uma solução tamponada, obtendo-se o índice SMP, que está relacionado com a quantidade de calcário necessária para atingir os pH

compatíveis com as culturas. Foram medidos 10 mL de solo em copo plástico, adicionados 10 mL de água destilada, agitados, deixado em repouso por 30 minutos, agitados novamente e determinado o pH. Depois, foram adicionados 5 mL da solução SMP, agitados, deixados em repouso por 20 minutos, agitados novamente e determinado o pH (índice SMP) (TEDESCO et al., 1995).

Para a determinação de fósforo e potássio disponíveis, mediu-se 3 mL de solo, foram colocados em frascos de 50 mL, adicionou-se 30 mL da solução de ácido clorídrico e sulfúrico concentrados. A amostra foi agitada por 5 minutos, deixada em repouso até o dia seguinte, quando foi pipetado 3 mL do sobrenadante para copos descartáveis para determinação do P e 6 mL para determinação do K. Para determinação do P, foram adicionados 3 mL de solução de ácido clorídrico e molibdato de amônio e 3 gotas da solução de ácido amino-naftol-sulfônico, sulfito de sódio e metabissulfito de sódio. A amostra foi agitada e após 15 minutos a absorbância da solução foi determinada em 660 nm. O fotômetro de chamas foi utilizado para a determinação de K (TEDESCO et al., 1995).

Os principais componentes para troca de cátions nos solos são o cálcio e o magnésio. O cloreto de potássio é um sal neutro que, por mecanismo de troca, extrai do solo íons como alumínio, cálcio e magnésio. 2,5 mL de solo foram medidos, adicionados 50 mL de KCl, os frascos foram tampados, agitados por meia hora e ficaram decantando até o dia seguinte. Para determinação do Al^{3+} foram retirados 25 mL do sobrenadante, adicionados três gotas de fenolftaleína e NaOH e determinado no fotômetro de absorção. Para determinação do Ca e Mg, 5 mL do sobrenadante foram retirados, adicionados 25 mL de água destilada, 5 mL foram transferidos para copos descartáveis, adicionados 5 mL da solução de Sr 0,3% em HCl 0,2M e a absorbância do Ca foi determinada no fotômetro de absorção. Foram retirados 5 mL de amostra, adicionados 10 mL de água destilada e a absorvância do Mg foi determinada no fotômetro de absorção (TEDESCO et al., 1995).

Para a análise granulométrica do solo, a separação das partículas aconteceu por meio da agitação e por agentes dispersantes. As frações mais grossas, os calhaus (>20 mm) e cascalhos (20 a 2 mm), foram separadas por tamização. A divisão pelo tamanho das partículas é: areia grossa (2 a 0,2 mm), areia fina (0,2 a 0,053 mm), silte (0,053 mm a 0,002 mm) e argila (<0,002). As amostras foram secas, pesadas, destorroadas e peneiradas (2 mm). Depois, as amostras foram secas a 105ºC, peneiradas a 20 mm e pesou-se 25 g dessa amostra. A dispersão do solo foi realizada por NaOH 0,167 M, em contato com o solo por 15 a 18 horas e agitação por 8 horas. Os frascos foram agitados manualmente na manhã seguinte, decantaram por 40 segundos e o sobrenadante transferido para o vaso de sedimentação. A leitura foi realizada com o

densímetro de Bouyoucos. A areia foi seca e transferida para peneira de 0,2 mm (areia grossa) sobreposta na de 0,053 mm (areia fina) (TEDESCO et al., 1995).

A determinação do teor de argila no solo foi feita por densímetro, onde foram adicionados 15 mL de NaOH 0,167M em frasco "snap-cap" de 90 mL, 10 mL de solo foi adicionado ao frasco, durante a noite a amostra permaneceu em repouso. Uma bolita de vidro e 50 ml de água destilada foram adicionados ao frasco, que foram tampados e agitados por duas horas. O sobrenadante foi transferido para os tubos de leitura, os tubos foram mantidos na posição vertical em repouso por duas horas e trinta minutos. A densidade foi determinada após essa dispersão do solo com solução de hidróxido de sódio (TEDESCO et al., 1995). A porcentagem de silte foi calculada por meio da diferença dos valores.

De todas as amostras, foi avaliado o potencial hidrogeniônico por meio de eletrodo combinado imerso em suspensão do solo com água, 1:2,5 (DONAGEMA, 2011). Adicionou-se 10 mL de solo e 25 mL de água ultrapura em copos plásticos de 100 mL numerados. As amostras foram agitadas com bastão de vidro e deixadas em repouso por uma hora. Cada amostra foi agitada novamente, e os eletrodos da sonda multiparâmetro portátil HI 98194, marca Hanna, foram mergulhados na mistura homogeneizada.

3.4 DETERMINAÇÃO DOS METAIS PESADOS

As amostras foram destorroadas e secas em estufa a 45°C (DONAGEMA, 2011). Foram peneiradas objetivando granulometria de 500 mesh equivalente a 0,025 mm/µm. Segundo Lemes et al. (2003), frações com diâmetro menor que 0,062 mm têm maior tendência em adsorver metais devido a maior razão área superficial do grão.

Foram realizadas a digestão das amostras para a determinação da concentração dos metais Cd (cádmio), Cr (cromo), Cu (cobre), Fe (ferro), Ni (níquel), Pb (chumbo) e Zn (zinco), seguindo o método 3550 B, conforme orientação da United States Environmental Protection Agency (USEPA, 2012), com ácido nítrico (HNO_3), ácido clorídrico (HCl) e peróxido de hidrogênio (H_2O_2) da marca Merck. As determinações dos metais no solo foram feitas em triplicata e uma amostra em branco para o controle de qualidade.

Uma grama de amostra seca foi transferida para erlenmeyer com 10 mL de HNO_3 concentrado e aquecida em chapa em 95°C em refluxo por 15 minutos. Após o resfriamento das amostras, adicionou-se mais 5 mL de HNO_3 concentrado e foram mantidas em refluxo por 30 minutos. Como as amostras estavam gerando fumaça marrom, foram adicionados mais 5 mL de HNO_3 concentrado para oxidar totalmente a matéria orgânica. As amostras foram aquecidas

por 30 minutos e o processo foi repetido cinco vezes. As amostras foram novamente arrefecidas e aquecidas a 95°C por duas horas.

Foram adicionados 2 mL de água ultrapura e 3 mL de H_2O_2 e as amostras foram aquecidas outra vez por mais duas horas. Adicionou-se 10 mL de HCl e foram mantidas em refluxo por 15 minutos. Após o resfriamento das amostras, foram filtradas a vácuo com funil de buchner com placa porosa sintetizada n° 2 (40 a 100 µm) e o volume completado para 100 ml e armazenadas em frascos âmbar.

As amostras permaneceram resfriadas até a determinação dos metais, que foi realizada pelo método da chama direta de ar/acetileno, por Espectrofotômetro de Absorção Atômica de Fonte Contínua de Alta Resolução (ARFC EAA), marca Analytik Jena AG, modelo contrAA 700.

Soluções padrões dos metais de interesse foram preparadas com curvas de calibração apropriadas, a partir de soluções estoque de referência (Tabela 3).

Tabela 3 - Informações utilizadas para preparação das soluções padrões e determinação dos metais por Espectrometria de Absorção Atômica de Alta Resolução com Fonte Contínua.

Elemento	Reagente	Marca	Limite mínimo de detecção (nm)	Comprimento de onda (nm)
Cádmio	Cádmio 1000 mg/L	Fluka®	0,0004	228,8018
Chumbo	Chumbo 1000 mg/L	SpecSol®	0,0050	217,0005
Cobre	Cobre 1000 mg/L	SpecSol®	0,0010	324,7540
Cromo	Cromo 1000 mg/L	SpecSol®	0,0050	357,8687
Ferro	Ferro 1000 mg/L	SpecSol®	0,0010	248,3270
Níquel	Níquel 1000 mg/L	SpecSol®	0,0012	232,0030
Zinco	Zinco 1000 mg/L	SpecSol®	0,0010	213,8570

Fonte: Elaborado pela autora (2019).

3.5 INTERPRETAÇÃO DOS RESULTADOS

Os dados oriundos da pesquisa foram comparados com a Resolução CONAMA nº 420 (BRASIL, 2009), que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas com base em valores orientadores de referência de qualidade (VRP), de prevenção (VP) e investigação (VI), dividindo-os em quatro classes (Tabela 4).

Tabela 4 - Classificação dos solos segundo a resolução CONAMA nº 420 de 2009.

	Parâmetros	**Ações**
Classe 1	Solos com concentrações de substâncias químicas menores ou iguais ao VRQ.	Não requer ações.
Classe 2	Solos com concentrações de pelos menos uma substância química maior que o VRQ e menor ou igual ao VP.	Avaliação do órgão ambiental para verificar se é ocorrência natural ou há fonte de poluição.
Classe 3	Solos com concentrações de pelos menos uma substância química maior que o VP e menor ou igual ao VI.	Identificação da fonte potencial de contaminação, controle e monitoramento da qualidade do solo e da água
Classe 4	Solos com concentrações de pelo menos uma substância química maior que o VI.	Ações de gerenciamento de áreas contaminadas.

Fonte: Adaptado da Resolução CONAMA nº 420 (2009).

O VRQ (valor de referência de qualidade) deve ser definido pelo órgão estadual de meio ambiente e caracteriza as concentrações naturais dos metais no solo, que variam de região para região. O VRP é a concentração máxima do elemento no solo, que pode ser usado para fins agrícolas. O VI (valor de intervenção) indica que o solo está contaminado (BRASIL, 2009).

3.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

As análises estatísticas foram realizadas por meio da estatística descritiva, calculando a média, mediana, valor mínimo e máximo, desvio padrão, coeficiente de variação, assimetria e curtose no programa Excel. Além disso, foi realizado a análise de correlação Pearson das variáveis, sendo estabelecido de 0,10 a 0,29 como fraca, 0,30 a 0,49 correlação moderada e 0,5 a 1,0 forte (RIBEIRO et al., 2017).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ANÁLISE DOS SOLOS TESTEMUNHAS

Os cinco pontos de coleta dos solos testemunhas foram escolhidos para estabelecerem uma caracterização geral dos solos na área de estudo (Anexos A e B). Todos os pontos estavam protegidos por vegetação, a maioria nativa.

De acordo com a análise granulométrica (Tabela 5), os solos testemunha ST1, ST2, ST3 e ST4, foram classificados como tipo 2, pois são solos de textura média, com 34,3, 16,3, 32,3 e

34,3% de argila, respectivamente. O ponto ST5 apresentou 14,3% de argila, portanto, pode-se observar que o solo é do tipo 1 com textura arenosa. Vale ressaltar que, este solo é o único localizado na região da bacia do Rio Itajaí do Sul (BRASIL, 2008).

Tabela 5 - Granulometria dos solos testemunhas.

	Análise Granulométrica (%)		
	Argila	**Areia**	**Silte**
ST1	34,30	13,20	52,50
ST2	16,30	55,50	28,20
ST3	32,30	19,60	48,10
ST4	34,30	5,10	60,60
ST5	14,30	16,70	69,00

Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

O pH dos solos analisados apresentaram valores ácidos, variando de 4,6 a 4,9 (Tabela 6). Em ambientes ácidos, os íons metálicos catiônicos se tornam mais móveis. A disponibilidade e mobilidade dos metais são controladas por processos químicos e bioquímicos como precipitação-dissolução, adsorção-dessorção, complexação-dissociação e oxidação-redução. Mas são também influenciadas pelo pH, processos biológicos e toxicidade do elemento e do ambiente (OLIVEIRA, 2012).

Como a área de estudo é caracterizada por índices pluviométricos representativos (Figura 6) (EPAGRI, 2019), os elementos alcalinos como o Ca^{2+} e o Mg^{2+}, são lixiviados pelas águas com CO_2 e são substituídos pelos íons H^+, o que faz com que os solos desta região sejam ácidos. A acidez momentânea representa a concentração de íons de hidrogênio no solo e a acidez potencial demonstra os íons H^+ adsorvidos em substâncias de trocas (RONQUIM, 2010). Os elementos N, P, K, Ca, Mg e S são macronutrientes, pois são absorvidos em maior quantidade pelas plantas do que os micronutrientes B, Zn, Cu, Fe, Mo, Cl e Mn (EMBRAPA, 2008).

Tabela 6 - Análises físico-químicas dos solos testemunhas

	pH	**% M. O. (m/v %)**	**$CTC_{pH\ 7}$ ($cmol_c/dm^3$)**	**Saturação de bases $CTC_{pH\ 7}$ (%)**
Solo T01	4,90	4,40	14,74	44,33
Solo T02	4,90	3,30	11,36	53,31
Solo T03	4,80	4,00	13,94	21,63
Solo T04	4,70	3,60	11,16	23,94
Solo T05	4,60	3,10	18,10	6,64

Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

As reações do solo são influenciadas pelo pH (potencial hidrogeniônico) e interferem na estrutura, atividades de microrganismos, disponibilidade de nutrientes e solubilidade de minerais. O pH indica a quantidade de íons de hidrogênio presentes no solo. Solos com pH baixos possui muitos íons de H^+ e poucos com Ca^{2+}, Mg^{2+} e K^+ adsorvidos nos coloides de troca. A quantidade de Al^{3+} e manganês é maior em solos ácidos. Faltam alguns micronutrientes e o pH baixo deixa o alumínio muito disponível. O alumínio é parte predominante da argila caolinítica, que quando se decompõe libera Al^{3+}, que pode ficar na forma trocável ou passar para a solução do solo. O processo de intemperismo libera íons Al^{3+} (Tabela 7) (OSAKI, 1991; RONQUIM, 2010).

Tabela 7 - Classificação dos solos de acordo com a concentração de Alumínio

	(m%)	**Concentração das amostras**
Muito baixo (não prejudicial)	**<5**	
Baixo (pouco prejudicial)	**5-10**	
Médio (medianamente prejudicial)	**10,1-20**	ST1 (13,76%) e ST2 (17,67%)
Alto (prejudicial)	**20,1-45**	
Muito alto (altamente prejudicial)	**45**	ST3 (47,25%), ST4 (60,22%) e ST5 (81,22%)

Fonte: Adaptado de OSAKI, 1991.

Os solos das amostras ST2 e ST5 possuem uma maior pré-disposição para lixiviação de íons catiônicos e de possíveis contaminantes, face apresentarem menores concentrações de argila, destacando-se a ST2 com mais de 50% de areia. A capacidade de troca catiônica (CTC) depende do tipo e quantidade de argila e da matéria orgânica presente, normalmente os solos menos intemperizados apresentam maiores valores de CTC. Solos mais ricos em matéria orgânica e CTC apresentam maior poder de tampão. Alguns solos tropicais tem um poder tampão reduzido, ou seja, uma menor capacidade de resistência a mudanças de pH (EMBRAPA, 2008). As argilas coloidais, substâncias húmicas e os sesquióxidos de ferro e alumínio apresentam a superfície eletricamente carregadas e são os principais coloides responsáveis pela CTC dos solos tropicais. A adsorção é principalmente de cátions, por causa do maior número de cargas negativas dos coloides. Porém, alguns sítios com cargas positivas podem atrair ânions, principalmente nos óxidos de ferro e alumínio (Tabela 7) (RONQUIM, 2010; SILVA, 2018).

A CTC total de um solo é a quantidade de cátions retidos à superfície desses materiais em condição permutável (Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, H^+, Al^{3+}). É visto que, se a maior parte da CTC está preenchida por cátions essenciais como Ca^{2+}, Mg^{2+} e K^+, pode-se considerar um solo bom para

a nutrição das plantas. Ao contrário de um solo com CTC ocupada por cátions de H^+ e Al^{3+}, onde os nutrientes essenciais podem ser lixiviados mesmo se inseridos por meio da adubação (RONQUIM, 2010; SBCS, 2016; SILVA, 2018).

O H^+ só é liberado da superfície de adsorção quando reage com hidroxilas, originando a água. A CTC efetiva desconsidera esse íon. Solos com CTC mais baixos indicam que possuem uma menor capacidade de retenção de cátions, por isso há uma maior perda por lixiviação (RONQUIM, 2010). Solos argilosos têm CTC superior aos solos arenosos. Uma menor retenção de água e maior lixiviação de cátions acontece em solos com altos teores de areia (BECEGATO, 2005). Os solos T01, T02, T03 e T04 são classificados como $CTC_{pH\ 7,0}$ média (7,6 – 15,0). Já o solo T05, apresenta $CTC_{pH\ 7,0}$ alta (15,1 – 30,0) (SBCS, 2016). Observa-se que o solo com menor quantidade de argila (ST5) apresenta a maior capacidade de troca catiônica em pH 7, isso pode ser justificado pelo fato deste solo possuir a maior concentração de alumínio das cinco amostras (5,2 cmolc/dm^3), portanto o Al^{3+} está adsorvido por cargas negativas, ocupando a CTC (ZAMBROSI et al., 2007). Por isso, o solo 05 apresenta valores muito baixos de pH, K^+ e P^+ e baixos de Ca^{2+} e Mg^{2+}. Isto está relacionado com a presença de alumínio na CTC, pois as cargas negativas dos coloides são neutralizadas pelo Al^+ e H^- (RONQUIM, 2010; SBCS, 2016).

A soma de bases de um solo é a soma dos cátions permutáveis. A saturação por bases é a soma das bases trocáveis em porcentagem de CTC. Apenas o solo 2 pode ser considerado eutrófico, ou seja, fértil, pois possui uma saturação de mais de 50%. Os solos 1 e 3 são classificados como distróficos, pouco férteis. Já os solos 04 e 05 apresentam a saturação em alumínio maior que 50%, por isso são classificados como solos muito pobres (álicos) (SBCS, 2016).

A matéria orgânica do solo é formada pelas substâncias mortas provenientes de resíduos animais e vegetais em decomposição. Em solos agrícolas, diferente do que acontece nas matas, as bactérias aeróbias prevalecem e a acumulação de húmus é difícil. Vale ressaltar que a matéria orgânica tem extrema importância para o CTC, pois pode representar mais de 80% do valor total. Um solo rico em matéria orgânica vai ter altos valores de CTC total, mas sendo ácido, pode apresentar baixos valores de CTC efetiva. Se o solo perde MO, a CTC diminui (NUNES e REZENDE, 2015).

As amostras de solos apresentaram uma média de 3,68% no teor de matéria orgânica, sendo o solo 01 o mais rico em matéria orgânica (4,4%) e no solo 05 a menor concentração (3,1%). A matéria orgânica se decompõe mais rapidamente onde as temperaturas são elevadas. Segundo o Manual de Calagem e Adubação para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, solos com uma concentração de matéria orgânica abaixo de 2,5% são considerados

solos com baixa concentração de MO, 2,6 a 5% com média concentração e maior que 5% alta concentração de MO (SBSC, 2016).

4.2 METAIS PESADOS NO SOLO

Apesar de algumas amostras apresentarem concentrações de metais, pode-se afirmar que nenhuma delas está acima do permitido pela legislação brasileira (BRASIL, 2009). O Apêndice B mostra todos os resultados obtidos e a tabela 8 demonstra a quantidade máxima permitida na legislação.

Tabela 8 – Valores orientadores de metais para solos de acordo com a resolução CONAMA nº 420 de 2009.

	Solo (mg/kg)	
Metais	**VR Prevenção**	**VR Investigação Agrícola**
Cádmio	1,3	3
Chumbo	72	180
Cobre	60	200
Cromo	75	150
Ferro	-	-
Níquel	30	70
Zinco	300	450

- É citado, mas não possui valores máximos definidos na legislação.
Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Todos os pontos apresentaram concentrações de cádmio e níquel abaixo do limite de detecção do aparelho. Os fertilizantes minerais podem ter, em sua constituição, elementos traços, como por exemplo o Cd nas rochas fosfáticas. Porém, como é possível observar, os solos analisados são ricos em Fe, o que pode contribuir para uma menor concentração de Cd no solo (VAHTER et al., 1996).

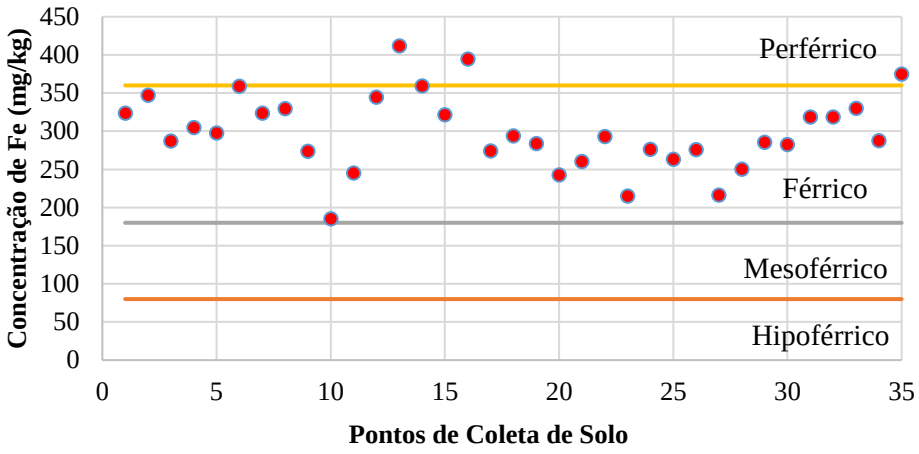
O ferro é um micronutriente essencial para as plantas, pois está envolvido em diversos processos essenciais como fotossíntese, respiração, fixação de nitrogênio, síntese de DNA e de hormônios (SAHRAWAT, 2004). Plantas com excesso de ferro, acumulam esse metal e apresentam amarelamento das folhas e escurecimento das raízes. Além disso, o ferro pode atrapalhar na absorção de outros nutrientes como Ca, K, Mg, P e Zn (SIQUEIRA-SILVA et al., 2012). O ferro é considerado um elemento secundário que constitui 0,005% do corpo humano,

auxilia nas funções enzimáticas e faz parte da hemoglobina. Os níveis de ferro devem ser rigidamente regulados, pois embora haja muitas doenças, como a anemia, vinculadas à deficiência de ferro, o excesso também é muito tóxico ao corpo (TORTORA e DERRICKSON, 2016; SARKAR et al., 2018).

O intemperismo ocasiona a decomposição das rochas e pode ser físico, químico ou biológico. O intemperismo químico é influenciado principalmente pela ação da água. As reações químicas vão ocasionando transformações que desmancham o arranjo dos minerais. Um exemplo é o processo de oxidação que ocorre quando o ferro ferroso (Fe^{2+}) se combina com o oxigênio dissolvido na água para formar o ferro férrico (Fe^{3+}) dos óxidos e hidróxidos de ferro. A oxidação forma os óxidos de ferro, responsáveis pelas cores amareladas ou avermelhadas do solo. Outro exemplo, é o processo de redução, que é o inverso da oxidação (LEPSCH, 2016). No solo, a disponibilidade de ferro é influenciada por fatores como pH, matéria orgânica, equilíbrio nutricional, umidade e temperatura. O ferro se encontra mais disponível no solo quando o pH está entre 6 e 7 e quanto mais rico o solo é em matéria orgânica, provavelmente mais pobre é em ferro (ALEXANDRE et al., 2012).

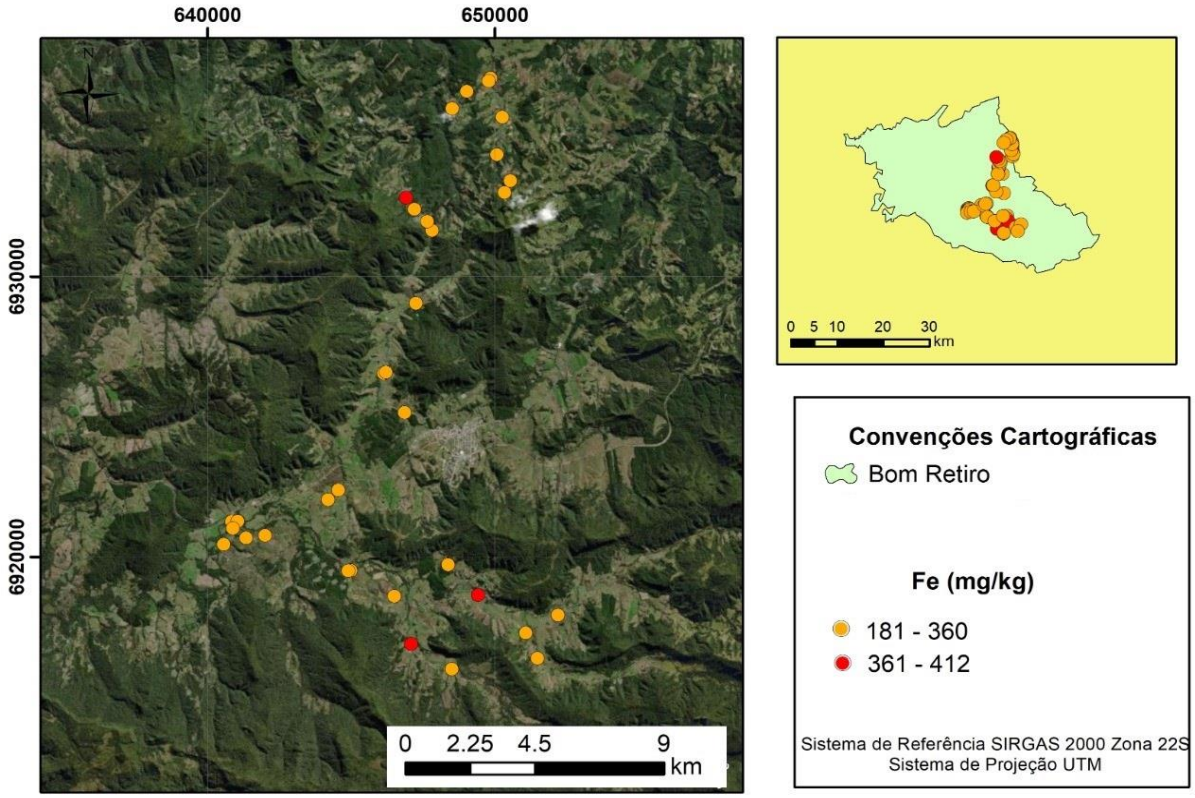
EMBRAPA (2019) define que os solos tropicais podem ser classificados de quatro formas: hipoférricos (baixo teor de óxidos de ferro, menor do que 80g/kg), mesoférricos (80 a 180g/kg de solo), férricos (alto teor de óxidos de ferro, entre 180g/kg a 360g/kg), e os perférricos (muito alto, maior que 360g/kg). Como pode-se observar, a maioria dos solos coletados são classificados como férricos, apenas as amostras S13, S16 e S35 são classificadas como perférricos (Figuras 10 e 11). Isso se deve ao fato de que o Brasil possui solos com altos teores de óxidos de ferro, os mais comuns são a hematita (cor vermelha dos solos) e a goethita (cor amarela). Os óxidos de ferro afetam a capacidade de troca catiônica dos solos, pois atuam como agentes cimentantes. Além disso, os óxidos de ferro adsorvem metais pesados e fixam o fósforo no solo, deixando-o pouco disponível para as plantas. A legislação brasileira não estabelece limites de ferro no solo (BRASIL, 2009).

Figura 10 – Concentração de ferro nas amostras de solo analisadas.



Fonte: Elaborada pela Autora com base em EMBRABA (2019), 2019.

Figura 11 – Concentração de ferro nas amostras dos pontos de coleta de solo.



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Desde a revolução verde, na década de 1960, o rendimento das culturas de grãos aumentou (GRASSINI, ESKRIDGE e CASSMAN, 2013). Porém, esse aumento na produção contribuiu para a diminuição da concentração de elementos essenciais como o zinco, por causa do efeito de diluição (SHEWRY, PELLNY e LOVEGROVE, 2016). Os solos arenosos, calcários, tropicais intemperizados, salinos, encharcados e argilosos pesados são os principais

tipos de solos frequentemente associados à deficiência de zinco (ALLOWAY, GRAHAM e STACEY, 2008). A umidade do solo e o teor de matéria orgânica limitam a quantidade de Zn disponível ao sistema radicular das plantas (MARSCHNER, 2012; RENGEL, 2015).

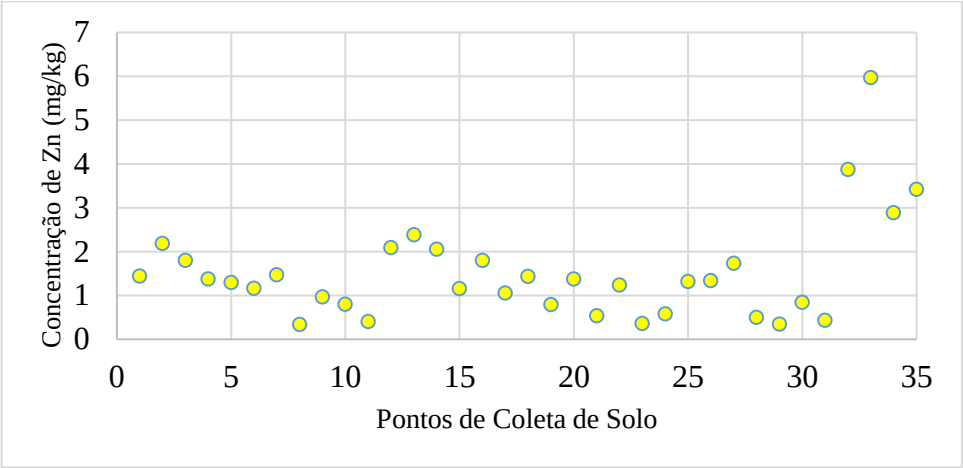
O zinco tem diversas funções biológicas e fisiológicas no corpo humano. Está presente em cerca de 10% das proteínas do corpo, interage com enzimas, auxilia na formação do tubo neural, desempenha funções reguladoras, funcionais e estruturais (KREZEL e MARET, 2016). Quando ocorre a deficiência de zinco no corpo, vários problemas podem ser ocasionados, como retardo do crescimento, comprometimento do funcionamento cerebral, aumento da possibilidade de contrair doenças infecciosas, redução do desempenho físico e até problemas no parto (TERRIN et al., 2015). Estima-se que cerca de um terço da população mundial esteja com deficiência de zinco. Este número é mais elevado em crianças, que necessitam de muito zinco para o seu crescimento e desenvolvimento (WESSELLS e BOWN, 2012).

O zinco no solo está presente como cátion divalente Zn^{2+}. A disponibilidade de zinco no solo aumenta com a diminuição do pH, pois óxidos de alumínio e de ferro e carbonatos de cálcio são mais adsorvidos por minerais de argila em um pH maior. Porém, pH baixo em solos arenosos e intemperizados também podem ter a disponibilidade de zinco diminuída. A concentração de zinco diminui em 30 vezes para cada unidade de aumento do pH do solo entre 5 e 7 (MARSCHNER, 2012; RENGEL, 2015).

A concentração de Zn em solos tropicais é, em média, 90 ppm, podendo variar de 10 a 300 ppm dependendo da composição geoquímica e do intemperismo (SBSC, 2016). Para que possa ser absorvido, o Zn deve estar na solução do solo como cátion divalente Zn^{2+}, onde as quantidades são muito baixas (0,002 a 0,7 mg/kg). A Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (2016) indica que solos com teores de zinco maiores que 60 mg/kg tendem a ser tóxicos para as plantas rasteiras e videiras.

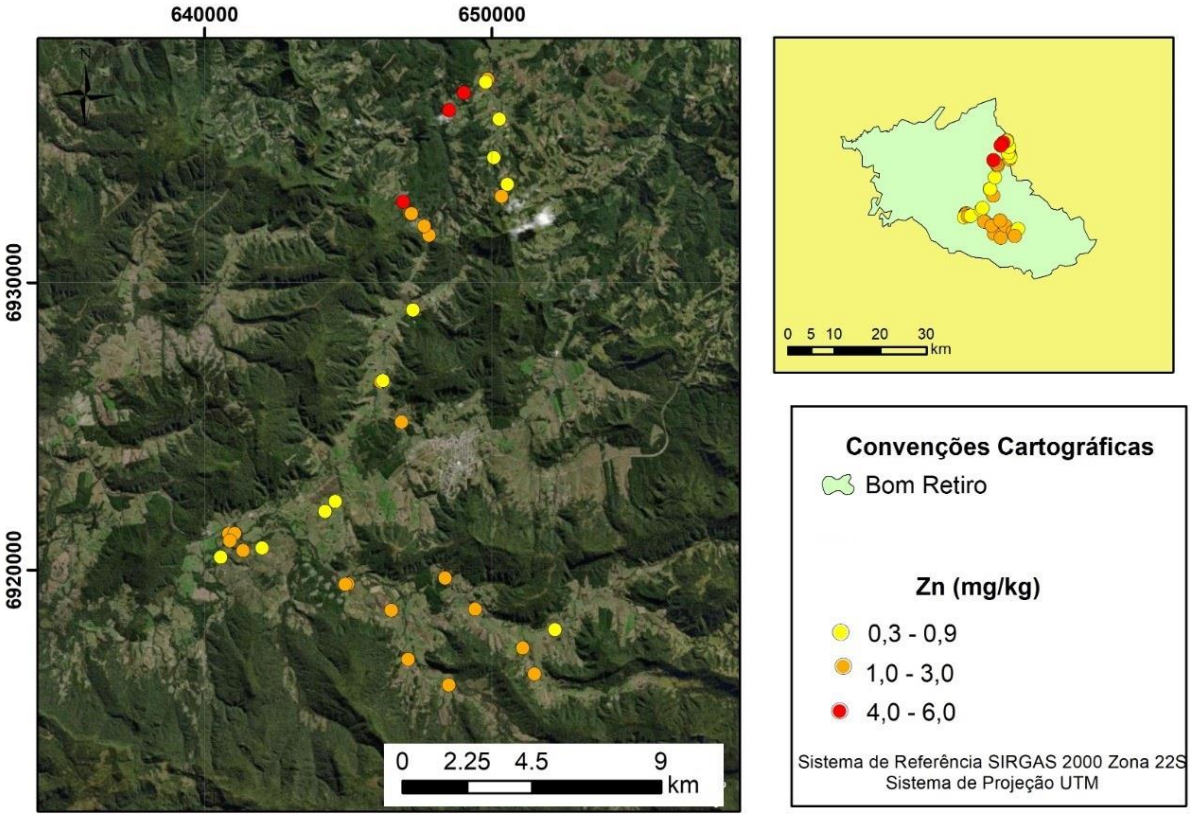
Em todas as amostras de solo, foram encontradas baixas concentrações de Zn, e observa-se que as maiores foram detectadas nos pontos S32, S33, S34 e S35, onde são áreas associadas ao cultivo de cebola (Figuras 12 e 13). Dois agrotóxicos amplamente utilizados na região de Bom Retiro possuem zinco na sua constituição. O Mancozebe $(C_4H_6N_2S_4Mn)_x\ (Zn)_y$ é um fungicida, sendo o segundo ingrediente ativo mais utilizado, com mais de seis mil quilos comercializados no município no ano de 2017, usado nas plantações de cebola, feijão, fumo, maçã, tomate e uva. Já o Propinebe é o quinto mais utilizado, com mais de quatro mil quilos comercializados em 2017, cuja fórmula molecular é $(C_5H_8N_2S_4Zn)_{x.}$ Esse fungicida é utilizado principalmente nas culturas de cebola, maçã, tomate e uva, que são plantas características da região (ANVISA, 2018).

Figura 12 – Concentração de zinco nas amostras de solo analisadas.



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Figura 13 – Concentração de zinco nos pontos de coleta de solo.



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Muitos produtos que contém zinco são usados na agricultura com diferentes propósitos. Alguns metais como zinco e cobre são adicionados à ração animal com o propósito de desenvolvimento e crescimento e são necessários para a função hormonal, reprodução, síntese de vitaminas, trabalho enzimático e desenvolvimento do sistema imunológico (YU et al., 2017). Porém, muitas vezes a suplementação alimentar extrapola a quantidade de minerais realmente

necessária para a nutrição animal (AO e PIERCE, 2013). Com isso, muitos metais não são absorvidos pelo metabolismo e são excretados pelos animais (YU et al., 2017). Além disso, a alimentação dos animais pode conter outros metais tóxicos, como chumbo, arsênio, cádmio e mercúrio, que estão presentes naturalmente no ambiente ou são liberados pela ação antrópica (BAMPIDIS, NISTOR e NITAS, 2013).

O cobre é um metal de transição com boa condução de eletricidade. No corpo humano, o cobre é essencial, auxiliando na fixação do ferro na hemoglobina do sangue e grandes quantidades são encontradas no fígado e no cérebro (KRAVCHENKO-DOVGA et al., 2018). Porém, o excesso de cobre pode provocar hepatite e distúrbios neurológicos e psiquiátricos (VASCONCELOS, 2012). A deficiência de cobre está associada com retardo de crescimento intrauterino e após o nascimento, o bebê pode apresentar defesa antioxidante, formação do tecido conjuntivo e produção energética (VUKELIC et al., 2012).

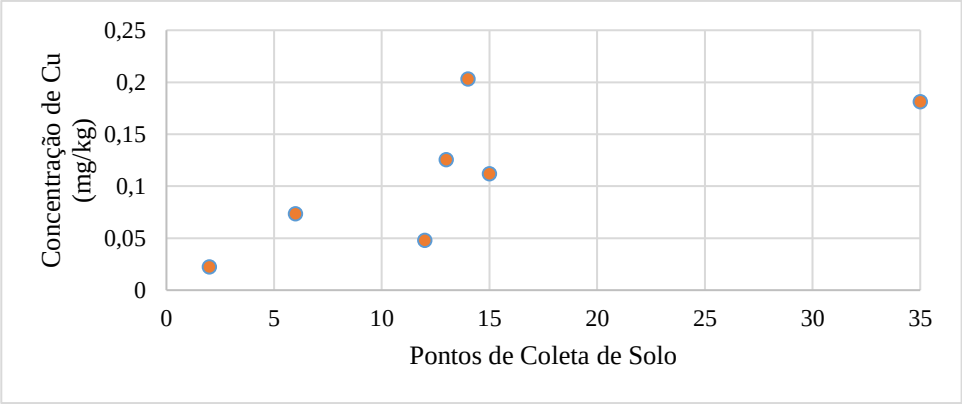
O cobre reage lentamente com o oxigênio atmosférico e não reage com a água (IUPAC, 2018). Na agricultura são utilizados muitos produtos que contém cobre com diversos propósitos. O míldio da videira é controlado por meio da aplicação do fungicida Bordeaux, composta por $CuSO_4$ e $Ca(OH)_2$, este composto é aplicado também em outras plantas como nas batatas (GISI et al., 2009). O $CuSO_4$ é também usado em pedilúvios para prevenir e curar a dermatite digital em ovelhas, prática proibida na União Europeia (THOMSEN et al., 2008). Tintas à base de cobre são utilizadas para prevenir o crescimento de microrganismos marinhos em redes na aquicultura (BURRIDGE et al., 2010).

Em solos com cultivo de frutíferas, principalmente a videira, após o uso de fungicida com Cu e Zn os metais se acumulam na camada superficial do solo. O zinco se acumula na fração mineral ou residual, de baixa mobilidade geoquímica e o cobre se acumula principalmente na fração orgânica (BRUNETTO et al., 2014; COUTO et al., 2014). Na solução do solo e na fração trocável também ocorre o acúmulo de Zn e Cu. Estas áreas possuem maior mobilidade, o que contribui para a poluição de águas superficiais, principalmente em solos arenosos e com pouca matéria orgânica (SBCS, 2016).

Nas amostras referentes aos pontos S02, S06, S12, S13, S14, S15 e S35 foram encontradas concentrações de Cu (Figuras 14 e 15), cujos mesmos estão localizados em pontos inferiores de declividade. O solo S02 apresenta a menor concentração de cobre e está localizado em uma área com vegetação nativa, de mata ciliar. Os solos S06, S12, S13, S14 e S15 estão localizados próximos à mata ciliar, mas com cobertura de gramíneas. E o solo S35 também tem cobertura de grama e está localizado embaixo de uma plantação de cebola.

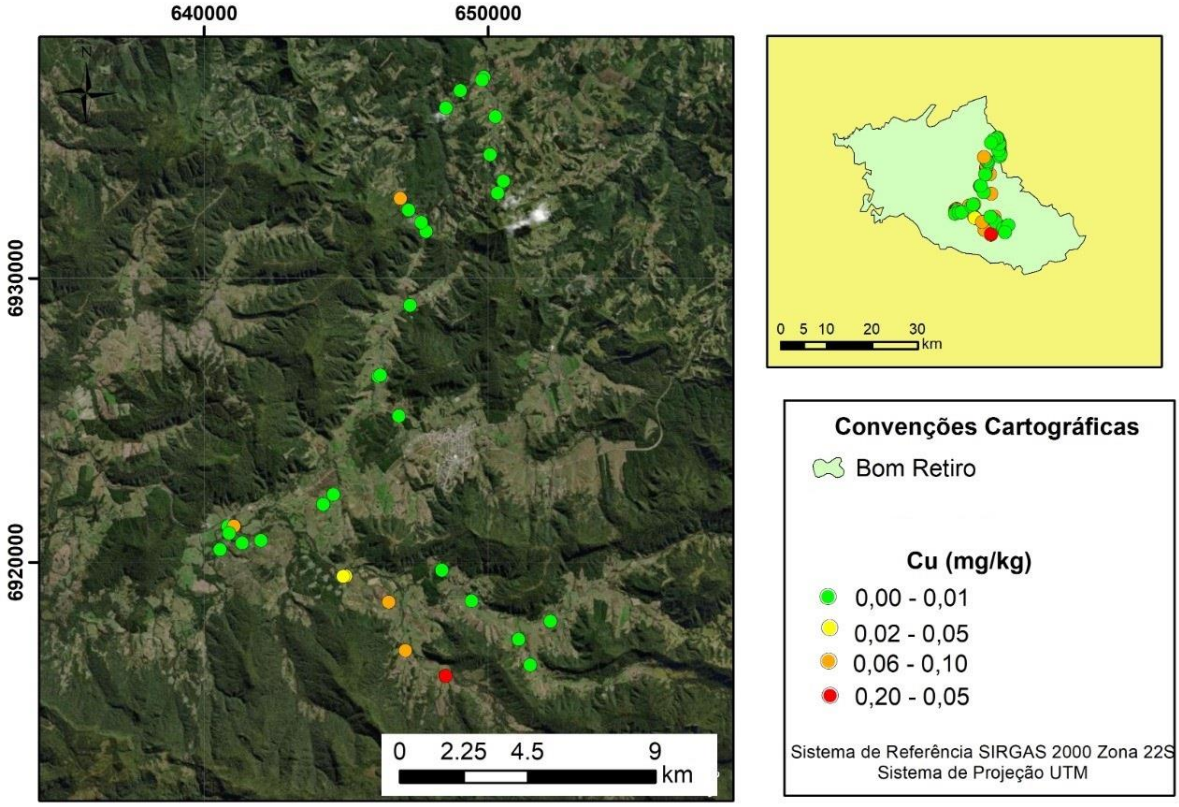
O oxicloreto de cobre $Cu_2Cl(OH)_3$ é um fungicida e bactericida que foi bastante utilizado no município de Bom Retiro nos anos de 2017 e 2018, principalmente nas culturas de tomate e uva (ANVISA, 2018). A Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (2016) indica que a toxidez do cobre depende da constituição do solo, em solos argilosos teores entre 100 e 150 mg/kg se tornam tóxicos, já nos arenosos essa concentração é entre 30 e 60 mg/kg. Na área de estudo, as concentrações encontradas estavam muito abaixo desses valores (Figuras 14 e 15).

Figura 14 – Concentração de cobre nas amostras de solo analisadas.



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

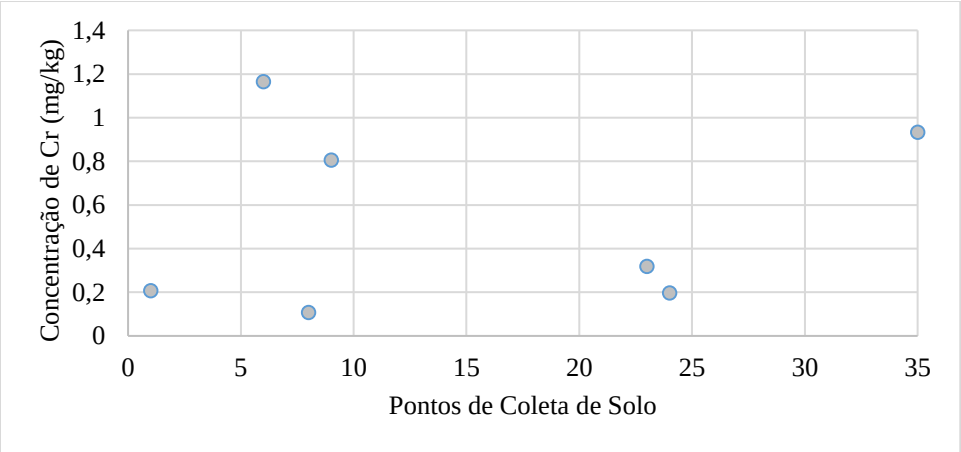
Figura 15 – Concentração de cobre nos pontos de coleta de solo.



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

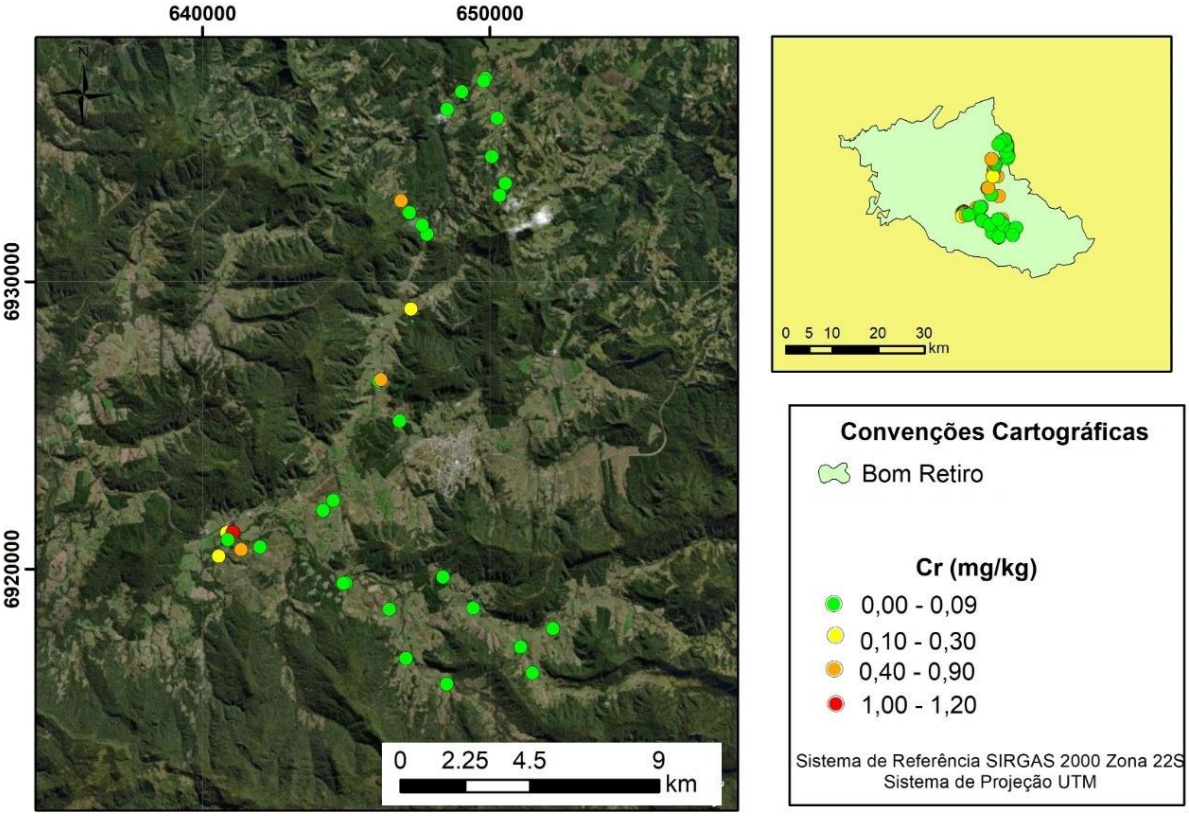
Em sete pontos de coleta foram encontradas pequenas concentrações de cromo (Figuras 16 e 17), muito abaixo do que está determinado como limite pela legislação ambiental (BRASIL, 2009).

Figura 16 – Concentração de cromo nas amostras de solo analisadas.



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Figura 17 – Concentração de cromo nos pontos de coleta de solo.



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

O cromo é um elemento sólido em temperatura ambiente, com ponto de fusão de 1907ºC (IUPAC, 2018). É essencial, mas pode ser extremamente tóxico, dependendo da forma em que

é encontrado. Os compostos de cromo (III) não são considerados um risco para a saúde, são elementos essenciais, encontrados naturalmente no ambiente (QUADRO et al., 2018). Os compostos de cromo (0) e cromo (VI) possuem facilidade de penetrar nas células, são geralmente produzidos por processos artificiais, através das indústrias de couro e nas ligas metálicas (RUPPENTHAL, 2013; QUADRO et al., 2018). Os compostos de cromo (VI) são altamente tóxicos para as plantas e animais e carcinogênicos e mutagênicos para os humanos, irritam os olhos, a pele e as mucosas, sendo a dose letal de apenas algumas gramas (CHEN et al., 2018; CHOUDHARY e PAUL, 2018; PANG et al., 2018; VINCENT, 2018).

Muitos estudos vêm demonstrando que outros fatores podem afetar a toxicidade e disponibilidade de cromo para as plantas e organismos, como a concentração de metais, tipo de irrigação e estado de óxido-redução (XIAO et al., 2015). A manutenção da atividade biológica do solo contribui para que o cromo hexavalente se transforme em Cr^{3+}, devido ao metabolismo microbiano e à ação da enzima cromato redutase. Além disso, processos químicos, como a incorporação de Fe^{2+} fomentam esse processo. Quando o Cr^{6+} é reduzido a Cr^{3+}, ele, que era fracamente adsorvido e relativamente móvel no solo, passa a ser pouco móvel, pois é fortemente adsorvido aos coloides do solo (MEURER, 2006). As concentrações de cromo encontradas foram baixas e provavelmente se tratam dos cátions Cr^{3+} e ânions CrO_2^-, que são menos tóxicos e de baixa mobilidade, pois precipitam como óxidos e hidróxidos em pH superior a 5 (CASTILHOS, VIDOR e TEDESCO, 2001).

O Cr (III) tem uma baixa afinidade por O_2, por isso forma muitos complexos com ligantes orgânicos e inorgânicos (LOSI, AMRHEIN, FRANKERBERGER JR., 1994). Mas somente o OH^- completa significativamente o cromo. A matéria orgânica inibe a cristalização dos óxidos de ferro, pois possuem alta afinidade com os sítios desses minerais. Então, esses óxidos podem procurar um novo equilíbrio, o que pode levar a dissolução e recristalização dos óxidos de ferro, ocasionando a substituição isomórfica por outros cátions (COELHO et al., 2008). Precipitados como $Cr(OH)_3$ e $Cr_xFe_1^{-X}(OH)^3$, se formam para controlar os mecanismos do cromo no solo ou se adsorvem nas superfícies carregadas (PANTSAR-KALLIO, REINIKAINEN E OKSANEN, 2001).

Outro metal, encontrado em pequenas concentrações na área de estudo, foi o chumbo. O chumbo é um metal que não apresenta efeitos benéficos nutricionais conhecidos para os animais. Atualmente, é considerado o maior metal poluente ambiental, a contaminação ocorre, na maioria das vezes, por causa da manutenção indevida (XAVIER et al., 2010). Nos animais, o chumbo orgânico é absorvido pela pele, trato gastrointestinal e pulmões, já o chumbo inorgânico confere intoxicação por via respiratória e digestiva (SCHIFER, JUNIOR e

MONTANO, 2013). Nos ruminantes, a absorção de chumbo varia de 3 a 10%, acumulando nos ossos e no leite e o que não é absorvido, retorna ao ambiente pelas vias urinárias e fecais (XAVIER et al., 2010; BARBOSA et al., 2014; WILK et al., 2016).

No corpo humano, o chumbo pode causar efeitos neurotóxicos, hematológicos, cardiovasculares, gastrointestinais, distúrbios renais, hipertensão arterial e possui evidências de carcinogenicidade. Interfere diretamente em órgãos como rins, medula óssea e sistema nervoso. Provoca desmielinização e degeneração dos axônios, prejudicando funções psicomotoras e neuromusculares, causando irritabilidade, cefaleia, alucinações, interferindo na biossíntese da hemoglobina, consequentemente contribui para o surgimento da anemia sideroblástica, altera os processos genéticos, inibe o reparo de DNA e age como agente promotor para a formação de neoplasia. Além disso, existem possíveis relações do chumbo com abortos, malformações e redução na produção de espermatozoides (SINGH et al., 2011; FLORA, GUPTA e TIWARI, 2012; RUPPENTHAL, 2013).

O chumbo é considerado agente tóxico tipo 2B, ou seja, provável cancerígeno humano (IARC, 2016). Até o momento não foi possível estabelecer níveis seguros de exposição ao Pb, pois é difícil determinar os valores máximos permitidos no sangue de um elemento que não está presente naturalmente no corpo humano (USEPA, 2016). Em 2012, o Centers for Disease Control Prevention (CDC, 2012) considerou o limite máximo seguro do teor de Pb em sangue para crianças de 5,0 µg dL-1. No Brasil, o limite de 40,0 µg dL-1 de Pb em sangue é estabelecido pela Norma Regulamentadora (NR-7) (BRASIL, 1994).

O chumbo existe em baixas concentrações em rochas calcárias ultramáficas e altas concentrações nas rochas ígneas ácidas e sedimentos argilosos. Está presente naturalmente na rocha-mãe (FAQUIN, 2005). O chumbo é encontrado nos aditivos de combustíveis, água potável, efluentes, suplemento de cálcio, pesticidas e fertilizantes (GEBLER e PALHARES, 2007). O chumbo se acumula com maior frequência na camada superficial do solo, pois apresenta pouca mobilidade no perfil solo, porque tem baixa solubilidade e forte adsorção (UEBEL et al., 2017).

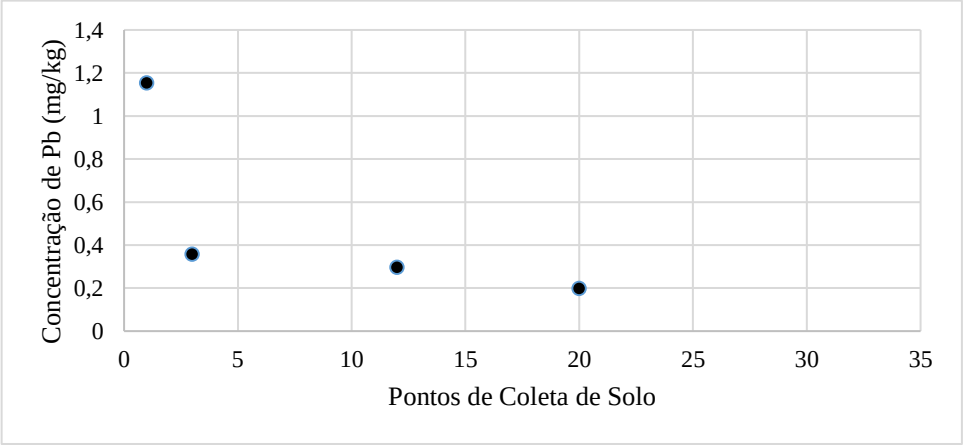
Apesar da baixa mobilidade, quando entra em contato com agentes quelantes pode solubilizar-se no solo e ser absorvido em maior quantidade pelas plantas (BABAEIAN, HOMAEE e RAHNEMAIE, 2015). O processo de absorção do chumbo pelas raízes das plantas acontece por transportadores de cátions. O metal utiliza as vias de outros elementos como o Ca para penetrar nos tecidos, pois as plantas não possuem transportadores específicos para Pb, isso pode conduzir ao desequilíbrio nutricional da planta (HUANG e CUNNINGHAN, 1996; KIM, YANG e LEE, 2002). A acumulação do Pb nas plantas é um processo praticamente irreversível,

provocando aumento na concentração e disponibilidade de absorção pelas raízes (GEBLER e PALHARES, 2007).

Além disso, o chumbo no solo pode inibir a fotossíntese de plantas, comprometer a germinação de sementes e o crescimento, reduzir a pressão osmótica da seiva e a transpiração, modificar as funções hormonais, afetar a permeabilidade da membrana, alterar a nutrição mineral e o balanço hídrico (SHARMA e DUBEY, 2005) (ALMEIDA et al., 2007). Algumas plantas são hiperacumuladoras e conseguem acumular altos teores de Pb em seus tecidos, podendo absorver até 100 vezes mais metais, chegando o chumbo a representar 1% da biomassa seca (ALI, NASEER e SAJAD, 2012; LEE, 2013).

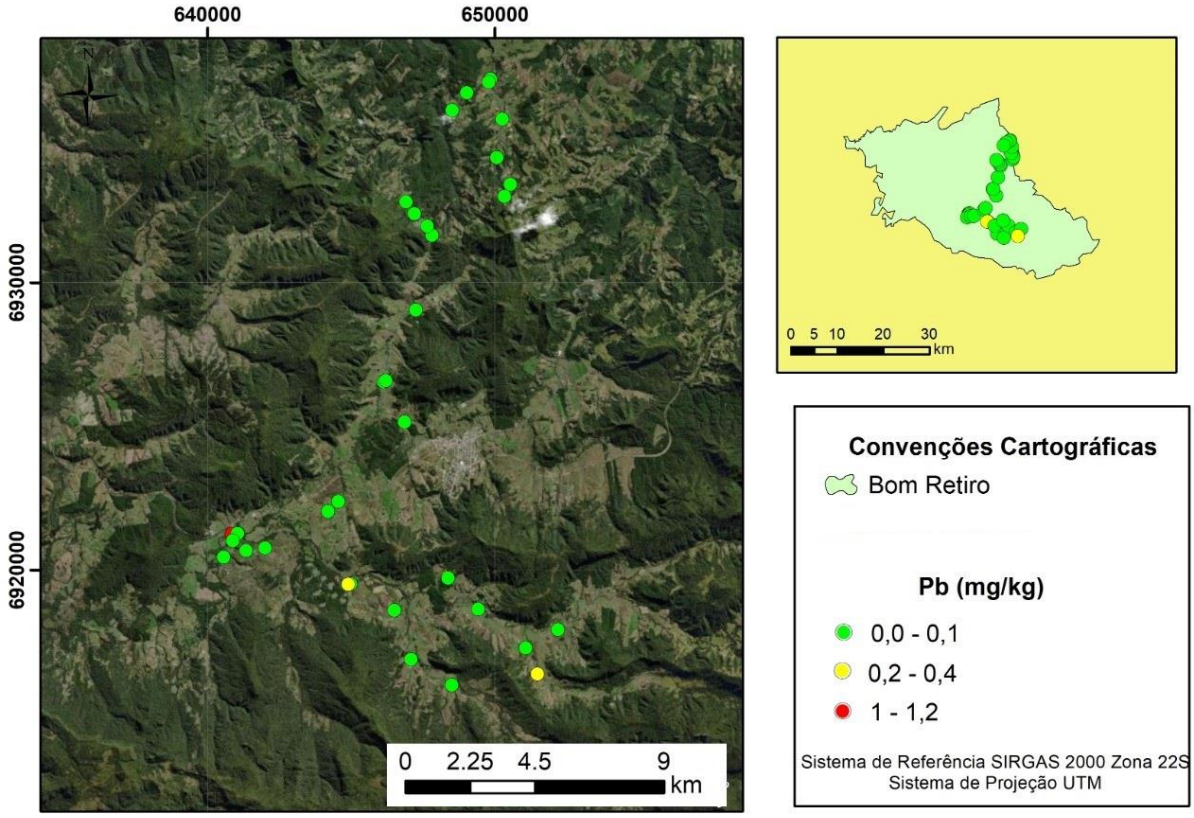
Como é possível observar nas Figuras 18 e 19 apenas quatro pontos apresentaram concentração de Pb e estão muito abaixo do que é estabelecido como limite pela resolução CONAMA nº 420 (BRASIL, 2009), em que o limite máximo permitido de chumbo em solos agrícolas é de 180,0 mg/ kg. Porém, muitos estudos demonstram que mesmo em concentrações abaixo do estabelecido pelo CONAMA, há uma absorção de Pb pelas plantas que torna prejudicial à saúde humana (FLORA, GUPTA e TIWARI, 2012).

Figura 18 – Concentração de chumbo nas amostras de solo analisadas.



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Figura 19 – Concentração de chumbo nos pontos de coleta de solo.



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Observa-se que a maior variedade de metais foi nos pontos ST01 (Cr, Fe, Pb e Zn), S06 (Cu, Cr, Fe e Zn), S12 (Cu, Fe, Pb e Zn) e S35 (Cu, Cr, Fe e Zn).

A Tabela 9 mostra que as concentrações de Cu, Cr, Pb e Zn apresentaram elevada variabilidade, cujo coeficiente de variação (%) está em 61,02; 79,65; 16,74; 87,50 e 76,07, respectivamente. Como Bom Retiro é uma área que foi formada por diversas formações geológicas, a composição do solo também é bem variável e isso interfere na disposição dos metais no solo. A curtose das amostras nas análises de pH, Cu, Cr, Pb e Zn, pode ser classificada como leptocúrtica, o que significa que é fácil obter resultados que não se aproximam significativamente da média. Já a análise do Fe, permite observar que é uma curtose platicúrtica, onde grande parte dos resultados se aproximam da média.

Tabela 9 – Estatística descritiva dos parâmetros analisados.

	pH	Cu	Cr	Fe	Pb	Zn
		(mg/kg)				
Média	5,87	0,11	0,53	298,62	0,50	1,51
Mediana	5,65	0,11	0,32	293,10	0,32	1,32
Mínimo	4,37	0,02	0,11	185,33	0,20	0,34
Máximo	7,59	0,20	1,16	411,80	1,16	5,97
Desvio Padrão	0,94	0,07	0,42	49,98	0,44	1,15
Coeficiente de Variação (%)	16,08	61,02	79,65	16,74	87,50	76,07
Assimetria	0,28	0,21	0,54	0,09	1,87	2,10
Curtose	-1,07	-1,27	-1,82	0,15	3,58	5,95

Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

A Tabela 10 mostra a correlação entre a concentração de metais nas amostras analisadas. Vale ressaltar que 1 significa correlação perfeita positiva e -1 perfeita negativa. É possível observar a maior correlação entre cobre e pH. Além disso, uma correlação negativa foi observada entre o chumbo e o pH, visto que quanto menor o pH, maior é a concentração desse metal. Em solos ácidos, os metais pesados apresentam alta solubilidade (OLIVEIRA et al., 2014).

Tabela 10 – Correlação da concentração de metais e pH das amostras.

	pH	Cd	Cu	Cr	Fe	Ni	Pb	Zn
pH	1,00							
Cd	*	*						
Cu	0,75	*	1,00					
Cr	0,05	*	-1,00	1,00				
Fe	-0,09	*	0,34	0,47	1,00			
Ni	*	*	*	*	*	*		
Pb	-0,62	*	*	*	0,43	*	1,00	
Zn	-0,03	*	0,39	0,54	0,44	*	-0,37	1,00

* Impossível estabelecer a correlação devido às concentrações inexistentes.

Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Solos contaminados com Cu, Zn e Ni, podem causar fitotoxidez para os vegetais. Além disso, esses elementos podem causar antagonismo, o que contribui para a diminuição da produtividade agrícola. Cd, Pb, e Cr podem contaminar alimentos e impactar a biodiversidade. Esses elementos são adicionados ao solo por causa do uso de fertilizantes e agrotóxicos, mas

por outras fontes também, como mineração, tintas e resíduos urbanos e industriais (SBCS, 2016). A Tabela 11 mostra os teores médios de metais de alguns adubos orgânicos utilizados no Brasil.

Tabela 11 – Teores médios de metais de alguns adubos orgânicos.

Material orgânico	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn
	(mg/kg)					
Cama de frango	*	2	*	*	*	3
Esterco sólido de bovinos	*	2	*	*	*	4
Desejo líquido de suínos	*	16	*	*	*	43
Composto de dejeto de suínos	*	270	*	*	*	600
Cinza de casca de arroz	*	8	*	*	*	89
Cinza de madeira	1,7	44	45	*	10	65
Composto de lixo urbano	2	96	260	29	59	490
Lodo de curtume	0,1	23	1400	16	33	118
Vermicomposto	*	67	*	*	*	250

* sem informação.

Fonte: SBCS, 2016.

Os calcários e gessos agrícolas também são fonte de metais em solos agrícolas. Elementos como o Cd e Pb são encontrados nesses materiais, mas geralmente em baixa concentração (<0,01%). O MAPA institui limite máximo de 20 mg/kg para Cu e 1000 mg/kg para Zn (Tabela 12). Outros metais como Ni e Cr podem ser encontrados nesses produtos, mas não há limites estabelecidos. Porém, com o aumento do pH, eles podem contribuir para amenizar os impactos ambientais (BRASIL, 2006).

Tabela 12 – Limites máximos de metais pesados tóxicos admitidos em insumos agrícolas.

Metais	Corretivos (mg/kg)	Condicionadores (mg/kg^{-1})	Fertilizantes orgânicos
Cádmio	20	8	3
Chumbo	1000	300	150
Cromo	*	500	2**
Níquel	*	175	70

* valor não estabelecido (Normativa do MAPA, Brasil, 2006)

** cromo hexavalente (Cr^{6+}).

Os condicionadores para plantas consideram a soma do teor de Cr^{3+} e Cr^{6+}.

Apenas a forma hexavalente é considerada para os fertilizantes e condicionadores para o solo.

5 CONCLUSÃO

A maioria das amostras de solos analisadas são ácidas, com alta concentração de alumínio e uma pré-disposição para a lixiviação de contaminantes. Apenas um solo testemunha é considerado fértil, o que mostra que o uso de fertilizantes se torna muito importante para o aumento da produção.

A agricultura é essencial para a qualidade de vida, mas o uso inadequado de alguns insumos agrícolas pode causar a erosão do solo, escoamento superficial e contaminação do meio. Os metais podem ser tóxicos dependendo das concentrações encontradas. Neste estudo, segundo o que está previsto pela legislação ambiental, em nenhum ponto de coleta foi detectado concentrações de metais que o tornem tóxicos. Cádmio e níquel não foram detectados em nenhum dos pontos analisados. Mas é possível observar que as áreas de produção agrícola precisam de uma grande atenção devido à diversos fatores, dentre eles, a existência e persistência no meio de metais que podem se tornar tóxicos.

Todas as amostras foram classificadas como de classe I, segundo a resolução CONAMA 420/2009, portanto não se faz necessário a tomada de medidas específicas. Porém, sugere-se que o monitoramento deva continuar com outros trabalhos, objetivando verificar se as concentrações dos principais metais como Cd, Pb, Ni e Cr ao longo do tempo aumentarão.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDEL-HALEEM, A. S.; SCROON, A.; EL-BAHI, S. M.; ZOHNY, E. Heavy metals and rare earth elements in phosphate fertilizer components using instrumental neutron activation analysis. **Applied Radiation and Isotopes**, v.55, p.569-573, 2001.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Norma Brasileira nº 15.492**, Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental – Procedimento, NBR 15492, 2007.

ALEXANDRE, J. R.; OLIVEIRA, M. L.; SANTOS, T. D.; CANTON, G. C.; CONCEIÇÃO, J. D.; EUTRÓPIO, F. J.; RAMOS, A. C. Zinco e ferro: de micronutrientes a contaminantes do solo. **Natureza on line**, v. 10, n. 1, p. 23-28, 2012.

ALI, H.; NASEER, M.; SAJAD, M. A. Phytoremediation of heavy metals by *Trifolium alexandrinum*. **International Journal of Environmental Sciences**, v. 2, n. 3, p. 1459, 2012.

ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M. A. Review: Phytoremediation of heavy metals-Concepts and applications. **Chemosphere,** v.91, p.869-881, 2013.

ALLOWAY, B. J.; AYRES, D. C. **Chemical Principles of Environmental Pollution**, 2 ed. Ed. Chapman & Hall, New York, 1997.

ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils.** New York, John Wiley, 2010.

ALMEIDA, A. A. F.; MIELKE, M. S.; GOMES, F. P.; GOMES, L. M. C.; MANGABEIRA, P. A. O.; VALLE, R. R. Phytoremediation of Cd, Pb and Cr by woody plants. Handbook of phytoremediation. **Nova Science Publishers**, New York, p. 529-550, 2011.

ALVARENGA, M. A. R. **Tomate: produção em campo, em casa-de-vegetação e em hidroponia**, 2.a. ed. UFLA: Lavras, 2013. 455 p.

ANVISA (AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA), 2018. **Regularização de Produtos – Agrotóxicos.** Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/registros-e-autorizacoes/agrotoxicos/produtos/monografia-de-agrotoxicos/autorizadas>. Acesso em 10 abr. 2018.

AO, T.; PIERCE, J. The replacement of inorganic mineral salts with mineral proteinates in poultry diets. **World Poult. Sci. J.,** v. 69, p. 5-16, 2013.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: APHA, 2012.

BABAEIAN, E.; HOMAEE, M.; RAHNEMAIE, R. Chelate-enhanced phytoextraction and phytostabilization of lead-contaminated soils by carrot (Daucus carota). **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 62, n. 3, p. 339-358, 2016.

BAMPIDIS, V. A.; NISTOR, E.; NITAS, D. Arsenic, cadmium, lead and mercury as undesirable substances in animal feeds. **Sci. Pap. Animal Sci. Biotechnol**., v. 46, p. 17-22, 2013.

BARBOSA, J. D., BOMJARDIM, H. D. A.; CAMPOS, K. F.; DUARTE, M. D.; BEZERRA JÚNIOR, P. S.; GAVA, A.; OLIVEIRA, C. M. C. Lead poisoning in cattle and chickens in the state of Pará, Brazil. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, v. 34, n. 11, p. 1077-1080, 2014.

BARROS, Y. J.; MELO, V. D. F.; ZANELLO, S.; ROMANÓ, E. N. D. L.; LUCIANO, P. R. Teores de metais pesados e caracterização mineralógica de solos do Cemitério Municipal de Santa Cândida, Curitiba (PR). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 4, 2008.

BECEGATO, V. A. **Aplicação de técnicas geofísicas e geoquímicas em duas glebas agrícolas no noroeste do estado do Paraná e suas relações com fertilizantes fosfatados.** 2005. 198 f. Tese (Doutorado em Geologia) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

BIGALKE, M., ULRICH, A., REHMUS, A., KELLER, A. Accumulation of cadmium and uranium in arable soils in Switzerland. **Environ. Pollut.** 221, 85–93, 2017.

BORTOLUZZI, C.A.; AWDZIEJ, J.; ZARDO, S. M. Geologia da Bacia do Paraná em Santa Catarina. In: **Textos Básicos de Geologia e Recursos Minerais de Santa Catarina.** Nº 1. Mapa Geológico do Estado de Santa Catarina. Escala 1:500.000. Texto Explicativo e Mapa. Série Mapas e Cartas de Síntese. Nº 3. Secão Geologia. Florianópolis: DNPM,1987.

BRASIL, 1994. Ministério do Trabalho/Secretaria de Segurança e Saúde no Trabalho. **Portaria N.º 24, de 29 de dezembro de 1994**. D.O.U. de 30/12/94. 1994.

BRASIL, 2006. Instrução Normativa Nº 27, de 5 de junho de 2006. **Estabelece os limites de concentrações máximas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas admitidas nos fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes produzidos, importados ou comercializados**. D.O.U., 09,06,2006 – Seção 2.

BRASIL, 2009. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA**. Resolução nº 420, de 04 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. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 30 dez. 2009.

BRUNETTO, G., MIOTTO, A., CERETTA, C. A., SCHMITT, D. E., HEINZEN, J., DE MORAES, M. P., ... & GIROTTO, E. (2014). Mobility of copper and zinc fractions in fungicide-amended vineyard sandy soils. **Archives of Agronomy and Soil Science**, 60(5), 609-624.

BURRIDGE, L.; WEIS, J.S.; CABELLO, F.; PIZARRO, J.; BOSTICK, K. Chemical use in salmon aquaculture: a review of current practices and possible environmental effects. **Aquaculture**, v. 306, 2010.

CASTILHOS, Danilo Dufech; VIDOR, Caio; TEDESCO, Marino Jose. Redução química e biológica do cromo hexavalente aplicado ao solo. **Revista brasileira de ciência do solo. Campinas. Vol. 25, n. 2 (2001), p. 509-514**, 2001.

CENTERS FOR DISEASE CONTROL – CDC. Low level lead exposure harms children: a renewed call for primary prevention. Report of the Advisory Committee on Childhood Lead Poisoning Prevention of the Centers for Disease Control and Prevention. Atlanta, GA: **US Department of Health and Human Services**, CDC; 2012.

CHEN, H.; GUO, Z.; ZHOU, Y.;LI, D.; MU, L.; KLERKS, P.L.; LUO, Y.; XIE, L. Accumulation, depuration dynamics and effects of dissolved hexavalent chromium in juvenile Japanese medaka. **Ecotox Environ Safe** 148:254–260, 2018.

CHOUDHARY, B.; PAUL, D. Isotherms, kinetics and thermodynamics of hexavalent chromium removal using biochar. **J Environ Chem Eng** 6:2335–2343, 2018.

COELHO, C. A. S., FERRO, C. A. T., STEPHENSON, D. B., & STEINSKOG, D. J. Methods for exploring spatial and temporal variability of extreme events in climate data. **Journal of Climate**, v. 21, n. 10, p. 2072-2092, 2008.

COUTO, R. R., BENEDET, L., COMIN, J. J., BELLI FILHO, P., MARTINS, S. R., GATIBONI, L. C., ... & BRUNETTO, G. (2015). Accumulation of copper and zinc fractions in vineyard soil in the mid-western region of Santa Catarina, Brazil**. Environmental 60arth sciences**, *73*(10), 6379-6386.

DONAGEMA, G. K. Manual de métodos de análise de solos — Dados eletrônicos. — Rio de Janeiro : Embrapa Solos, 2011. 230 p. – (Documentos / Embrapa Solos, ISSN 1517-2627 ; 132)

FAO. Food and Agriculture Organization. The state of food insecurity in the world: economic crises – impacts and lessons learned. Rome: FAO, 2009. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/012/i0876e/i0876e00.htm>. Acesso em: 14 set. 2010.

FAQUIN, V. **Nutrição mineral de plantas.** Universidade Federal de Lavras UFLA. Fundação de Apoio ao Ensino, Pesquisa e Extensão – FAEPE Lavras – MG, 2005.

FLORA, S. J. S; FLORA, G.; SAXENA, G. Environmental occurrence, health effects and management of lead poisoning. **Lead.** P. 158-228, 2006.

FLORA, G.; GUPTA, D.; TIWARI, A. Toxicity of lead: a review with recent updates. **Interdisciplinary toxicology**, v. 5, n. 2, p. 47-58, 2012.

GARVEY, B.; TYFIELD, D.; MELLO, L. **Meet the New Boss: Same as the old boss? Tchnology, toil and tension in the agrofuel frontier.** In: New Technology, Work and Employment. P. 79-94, 2017.

GEBLER, L.; PALHARES, J. C. P. **Gestão ambiental na agropecuária.** Embrapa Informação Tecnológica; Bento Gonçalves: Embrapa Uva e Vinho, 2007.

GRASSINI, P.; ESKRIDGE, K.M.; CASSMAN, K. G. Distinguishing between yield advances and yield plateaus in historical crop production trends. **Nature Communications**, v. 4, 2013.

GISI, U.; SIEROTZKI, H.; COOK, A.; MCCAFFERY, A. Mechanisms influencing the evolution of resistance to Qo inhibitor fungicides. **Pest management science**, v. 58, n. 9, p. 859-867, 2009.

HUANG, J. W.; CUNNINGHAM, S. D. Lead phytoextraction: species variation in lead uptake and translocation. **New phytologist**, v. 134, n. 1, p. 75-84, 1996.

IARC. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Vol 100, **A Review of Human Carcinogens**. Lyon, France: International Agency for Research on Cancer. 2016. Disponível em: http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/PDFs/index.php. Acesso: 02 de junho, 2016.

IARC (International Agency for Research on Cancer). **Chromium, nickel and welding.** In: IARC monographs, v. 49; 1990.

IARC (International Agency for Research on Cancer). **Arsenic, metals, fibres, and dusts**. In: IARC monographs, v. 100C; 2012.

IARC (International Agency for Research on Cancer), 2015. **Evaluation of five organophosphate insecticides and herbicides.** Disponível em: <http://dados.contraosagrotoxicos.org/pt_PT/dataset/classificacao-do-iarc-agencia-internacional-de-pesquisa-em-cancer/resource/2a661124-9236-40b9-b8f0-ea390cedd22a>. Acesso em: 15 mai. 2018.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2000. **IBGE Mapas.** Disponível em: < https://downloads.ibge.gov.br/>. Acesso em: 08 mai. 2018.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2010. **IBGE Cidades.** Disponível em: http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1. Acesso em: 01 mai. 2018.

IUPAC – International Union of Pure and Applied Chemistry. **Periodic Table of the Elements.** Disponível em: <https://iupac.org/what-we-do/periodic-table-of-elements/>. 1 dec. 2018.

KIM, Y.Y.; YANG, Y. Y.; LEE, Y. Pb and Cd uptake in rice roots. **Physiologia Plantarum**, v. 116, n. 3, p. 368-372, 2002.

KLEIN, V. A. **Física do solo**. Universidade de Passo Fundo, 2008. 212p

KRAVCHENKO-DOVGA, Y. V.; KARPOVSKY, V. I.; DANCHUK, O. V. The role of the main characteristics of cortical processes in the regulation of exchanges of Cuprum. **Scientific Messenger of LNU of Veterinary Medicine and Biotechnologies**, v. 20, n. 83, p. 295-298, 2018.

KREZEL, A.; MARET, W. The biological inorganic chemistry of zinc ions. **Archives of Biochemistry & Biophysics**, v. 11, p. 3–19, 2016.

LAKHERWAL, D. Adsorption of Heavy Metals: A Review. **International Journal of Environmental Research and Development**, v. 4, p. 41-48, 2014.

LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos**. Oficina de textos, 2016.

LOSI, M.E.; AMRHEIN, C.; FRANKENBERGER JR. W.T. (1994) Environmental biochemistry of chromium. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 136, p. 91-121.

MAHAR, A.; WANG, P.; ALI, A.; AWASTHI, M. K.; LAHORI, A. H.; WANG, Q.; LI, R.; ZHANG, Z. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.126, p.111–121, 2016.

MAHLER, Claudio Fernando (org.). **Lixo urbano: o que você precisa saber sobre o assunto.** Rio de Janeiro: Revan : FAPERJ, 2012. 192 p.

MARSCHNER, P. **Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants,** 3rd edn. Academic Press, Elsevier, San Diego, CA, 2012.

MEURER, E.J. **Fundamentos de química do solo**. 3.ed. Porto Alegre: Evangraf, 2006.

MORTVEDT, J. J. Cadmium levels in soils and plants from some long-term soil fertility experiments in United States of America. **Journal of Environmental Quality**, v.16, p.137-142, 1987.

NUNES, R. R.; REZENDE,M. O. O. (Org.). Recurso solo: propriedades e usos. São Carlos: Cubo, 2015.

OLIVEIRA, A. U. A mundialização do capital e a crise do neoliberalismo: o lugar mundial da agricultura brasileira. **Geousp – Espaço e Tempo (Online)**, v. 19, n. 2, p. 229-245, ago. 2015. ISSN 2179-0892.

OLIVEIRA, L. F. C; LEMKE-DE-CASTRO, M. L.; RODRIGUES, C.; BORGES, J. D. Isotermas de sorção de metais pesados em solos do cerrado de Goiás. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 7, p. 776-782, 2010.

OLIVEIRA, L. F. C.; FREITAS, J. S.; GENEROSO, C. M.; FIA, R. Sorção de elementos traços em solos de áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 9, n. 2, p. 288-301, 2014.

OMETTO, J. C. Bioclimatologia vegetal. São Paulo: Agronômica Ceres 1981. 440p.

OSAKI, M.; SHINANO, T.; TADANO, T. Redistribution of carbon and nitrogen compounds from the shoot to the harvesting organs during maturation in field crops. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 37, n. 1, p. 117-128, 1991.

PANG, L.; HU, J.; ZHANG, M.; YANG, C.; WU, G. An efficient and reusable quaternary ammonium fabric adsorbent prepared by radiation grafting for removal of Cr(VI) from wastewater. **Environ Sci Pollut** Res 25:11045–11053, 2018.

PANTSAR-KALLIO, M.; REINIKAINEN, S.P.; OKSANEN, M. (2001) Interactions of soil components and their effects on speciation of chromium in soils. **Analytica Chimica Acta**, v. 439, p. 9-17.

QUADRO, M. S.; ANDREAZZA, R.; TEDESCO, M. J.; GIANELO, C.; BARCELOS, A. A.; BORTOLON, L. Chromium contents linked to iron oxide at areas with tannery sludge disposal. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 63-67, 2018.

RENGEL, Z. Availability of Mn, Zn and Fe in the rhizosphere. **Journal of Soil Science & Plant Nutrition**, v. 15, p. 397–409, 2015.

RIBEIRO, M. A. C. **Contaminação do solo por metais pesados**. Universidade Lusófona de Humanidades e Tecnologias. Faculdade de Engenharia. Engenharia do Ambienta. Portugal. Lisboa, 2013.

RIBEIRO, T. G. Estudo Da Qualidade Das Águas Por Meio Da Correlação De Parâmetros Físico-Químicos, Bacia Hidrográfica Do Ribeirão Anicuns. **Geochimica Brasiliensis**, v. 30, n. 1, p. 84-94, 2017.

ROCHA, A. F. **Cádmio, chumbo, mercúrio – A problemática destes metais pesados na saúde pública**. Faculdade de ciências da nutrição e alimentação. Universidade do Porto, Portugal, 2009.

ROCHA, I. O; MARIMON, M. P. C. (Org.). **Diagnóstico Socioambiental e Proposições de Planejamento Territorial:** Alfredo Wagner e Bom Retiro (Santa Catarina). Florianópolis: Editora UDESC, 2014. 182 p.

RONQUIM, Carlos César. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. **Embrapa Territorial-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento** (INFOTECA-E), 2010.

RUPPENTHAL, J. E. **Toxicologia.** Colégio Técnico Industrial da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria – RS, 2013.

SAHRAWAT, K. L. Iron toxicity in wetland rice and the role of other nutrients. **Journal Plant Nutrition**, v. 27, p. 1471-1504, 2004.

SALMAN, S.A.; ELNAZER, A.A.; NAZER, H.A.E. Integrated mass balance of some heavy metals fluxes in Yaakob village, south Sohag, Egypt. **Int. J. Environ. Sci. Technol**., v. 14 (5), 1011–1018, 2017.

SARKAR, J.; POTDAR, A. A.; SAIDEL, G. M. Whole-body iron transport and metabolism: Mechanistic, multi-scale model to improve treatment of anemia in chronic kidney disease. **PloS computational biology**, v. 14, n. 4, 2018.

SCHIFER, T. S.; JUNIOR, S. B.; MONTANO, M. A. E. Aspectos toxicológicos do chumbo. Infarma-**Ciências Farmacêuticas**, v. 17, n. 5/6, p. 67-72, 2013.

SECRETARIA DE POLÍTICA AGRÍCOLA INSTRUÇÃO NORMATIVA Nº 2, DE 9 DE OUTUBRO DE 2008.

SHEWRY, P. R.; PELLNY, T. K.; LOVEGROVE, A. **Is modern wheat bad for health**, Nature Plants, v. 2, 2016.

SHARMA, P.; DUBEY, R.S. Toxic Metals in: Lead toxicity in plants. **Brazilian Journal Plant Physiology**, Taipei, v.17, n.1, p.35-52, 2005.

SILVA, R. C. **Estudo comparativo da capacidade de adsorção de metais pesados por caulins modificados da Província Pegmatítica da Borborema**. Dissertação de Mestrado em Exploração Petrolífera e Mineral, PUC Goiás, 2018.

SINGH, R.; GAUTAM, N.; MISHRA, A.; GUPTA, R. Heavy metals and living systems: An overview. **Indian journal of pharmacology**, v. 43, n. 3, p. 246, 2011.

SIQUEIRA-SILVA, A. I.; A. I.; DA SILVA, L. C.; AZEVEDO, A. A.; OLIVA, M. A. Iron plaque formation and morphoanatomy of roots from species of resting subjected to excess iron. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 78, p. 265-275, 2012.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO (SBCS). **Manual de calagem e adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina.** Núcleo Regional Sul: comissão de Química e Fertilidade do Solo – RS/SC, 2016.

SOS Mata Atlântica. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/projeto/atlas-da-mata-atlantica/dados-mais-recentes/atlas-dos-municipios/>. Acesso em: 29 abr. 2019.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A. **Análise do solo plantas e outros materiais**. 2.ed. Porto Alegre, Departamento de Solos da UFRGS, 1995. 174p (UFRGS, Boletim Técnico, 5).

TERRIN, G.; CANANI, R. B.; DICHIARA, M.; PIETRAVALLE, A.; ALEAMDRI, V.; CONTE, F. Zinc in early life: a key element in the fetus and preterm neonate. **Nutrients**, v. 7, p. 10427–10446, 2015.

THOMSEN, W. J.; GROTTICK, A.J.; MENZAGHI, F.; REYES-SALDANA, H.; ESPITA, S.; YUSKIN, D. Lorcaserin, a novel selective human 5-hydroxytryptamine2C agonist: in vitro and in vivo pharmacological characterization. **J Pharmacol Exp Ther**, v. 325, p. 577–587, 2008.

TORTORA, G. J.; DERRICKSON, B. **Corpo Humano: Fundamentos de Anatomia e Fisiologia.** Artmed Editora, 2016.

UEBEL, A.; MÜLLER, M. P.; NIELAND, M. L.; DALLAZEN, M. C.; KUHN, D.; MAFIOLETI, J. P.; HOEHNE, L. Processos de remediação do solo contaminado com chumbo. **Revista Caderno Pedagógico**, v. 14, n. 1, 2017.

USEPA - United States Environmental Protection Agency (2012). **Basic information about chromium in drinking water.** Disponível em <http://water.epa.gov/drink/contaminants/basicinformation/chromium.cfm>. Acesso em: 16 mar. 2018.

VAHTER, M.; BERGLUND, M.; NERMELL, B.; AKESSON, A. Bioavailability of cadmium from shelltish and mixed diet in women. **BioMetals,** v.136, p.332–341, 1996.

VASCONCELOS, P. D. S. **Monitoramento da Água de Diálise: Um Estudo de Caso em uma Clínica do Município de Recife.** Monografia (Especialização em Gestão de Sistemas e Serviços de Saúde) — Fundação Oswaldo Cruz — Centro De Pesquisas Aggeu Magalhães, 2012.

VINCENT, J. **The nutritional biochemistry of chromium** (III). Elsevier, 2018.

VUKELIĆ, J.; KAPAMADZIJA, A.; PETROVIĆ, D.; GRUJIĆ, Z.; NOVAKOV-MIKIĆ, A.; KOPITOVIĆ, V;. BJELICA, A. Variations of serum copper values in pregnancy. **Srp. Arh. Celok. Lek.**, v. 140 (1-2), p. 42-46, 2012.

WESSELLS, K. R.; BROWN, K. H. Estimating the global prevalence of zinc deficiency: results based on zinc availability in national food supplies and the prevalence of stunting. **PLoS ONE**, v. 7, 2012.

WILK, A.; KALISIŃSKA, E.; KOSIK-BOGACKA, D. I.; ROMANOWSKI, M.; RÓŻAŃSKI, J.; CIECHANOWSKI, K; ŁANOCHA-ARENDARCZYK, N. Cadmium, lead and mercury concentrations in pathologically altered human kidneys. **Environmental geochemistry and health**, v. 39, n. 4, p. 889-899, 2017.

XAVIER, J. M. Quantificação de metais essenciais e tóxicos em dejetos depositados naturalmente nas pastagens oriundos da pecuária leiteira familiar do alto da bacia do Rio Paraná em Goiás, **Brasil Central**, Brasil, 2010.

XIAO, W.; YE, X.; YANG, X.; LI, T.; ZHAO, S.; ZHANG, Q. (2015) Effects of alternating wetting and drying versus continuous flooding on chromium fate in paddy soils. **Ecotoxicology Environmental Safety**, v. 113, p. 439-445.

YU, Z; GUNN, L.; WALL, P.; FANNING, S. Antimicrobial resistance and its association with tolerance to heavy metals in agriculture production. **Food microbiology**, v. 64, p. 23-32, 2017.

ZAMBROSI, F. C. B.; ALLEONI, L. F. R; CAIRES, E. F.. Teores de alumínio trocável e não trocável após calagem e gessagem em Latossolo sob sistema plantio direto. **Bragantia**, v. 66, n. 3, p. 487-495, 2007.

ZHANG, M.; ZHENG, S. Competitive Adsorption of Cd, Cu, Hg and Pb by Agricultural Soils of the Changjiang and Zhujiang Deltas in China. **Journal of Zhejiang University SCIENCE A**, Hangzhou, China, v. 8, p. 1808-1815, 2007.

CAPÍTULO 2 – AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA E DO SEDIMENTO EM ÁREAS AGRÍCOLAS DO MUNICÍPIO DE BOM RETIRO-SC

RESUMO

O município de Bom Retiro-SC se caracteriza por intensa atividade agropecuária. Essas atividades podem impactar os corpos hídricos, devido a utilização de agrotóxicos e fertilizantes que podem conter metais, causando diversos impactos ambientais. Com este estudo, objetivou-se caracterizar as águas e sedimentos das áreas rurais influenciadas por atividades agropecuárias no município de Bom Retiro-SC. Para representação significativa da área, foram realizadas coletas de água e sedimentos em 25 pontos influenciados diretamente pela agricultura. Foram determinados os parâmetros físico-químicos pH, potencial de oxirredução (ORP), oxigênio dissolvido (OD), temperatura, condutividade elétrica (CE), sólidos totais dissolvidos (STD) e salinidade com uma sonda multiparâmetro. Os metais pesados cádmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), ferro (Fe), níquel (Ni), chumbo (Pb) e zinco (Zn) foram determinados por Espectrometria de Absorção Atômica de Alta Resolução com Fonte Contínua (ARFC EAA). Os sedimentos superficiais apresentaram concentrações de Cu, Cr, Fe, Ni, Pb e Zn, mas todos os pontos estavam enquadrados pela Resolução CONAMA n° 454/2012 como nível 1. Os parâmetros físico-químicos da água apresentaram poucas inconformidades segundo a Resolução CONAMA n° 357/2005. Os metais ferro e cromo foram encontrados na água em concentrações acima do que está previsto na legislação. As altas concentrações de cromo e ferro na água se devem devido, provavelmente, ao uso de agrotóxicos e fertilizantes fosfatados. É necessário um monitoramento ambiental na área de estudo.

Palavras-chave: Qualidade da água. Qualidade dos sedimentos. Metais pesados. Produção agrícola.

CHAPTER 2 - WATER AND SEDIMENT QUALITY ASSESSMENT IN AGRICULTURAL AREAS IN THE BOM RETIRO-SC

ABSTRACT

The municipality of Bom Retiro-SC is characterized by intense agricultural activity. These activities can impact water bodies, due to the use of pesticides and fertilizers that may contain metals, causing various environmental impacts. This study aimed to characterize the waters and sediments of rural areas influenced by agricultural activities in the municipality of Bom Retiro-SC. For a significant representation of the area, water and sediment collections were carried out at 25 points directly influenced by agriculture. The physicochemical parameters pH, redox potential (ORP), dissolved oxygen (OD), temperature, electrical conductivity (EC), total dissolved solids (STD) and salinity were determined with a multiparameter probe. Heavy metals cadmium (Cd), copper (Cu), chromium (Cr), iron (Fe), nickel (Ni), lead (Pb) and zinc (Zn) were determined by High-Resolution Continuum Source Atomic Absorption Spectrometry (HRCS AAS). The surface sediments showed concentrations of Cu, Cr, Fe, Ni, Pb and Zn, but all points were rated as level 1 according to the CONAMA Resolution No. 454/2012. Water

physicochemical parameters showed few non-conformities according to CONAMA Resolution No. 357/2005. Only the metals iron and chromium were found in water in concentrations above what is established in the legislation. High concentrations of metals in water are probably due to the use of pesticides and phosphate fertilizers. Environmental monitoring in the study area is necessary.

Keywords: Water quality. Sediment quality. Heavy metals. Agricultural production.

1 INTRODUÇÃO

Quando a densidade populacional começou a aumentar consideravelmente, a relação entre as espécies também mudou e gerou um crescimento na necessidade da produção de alimentos. A exploração de recursos naturais cresceu para suprir o aumento da demanda por diversos produtos e sustentar um novo estilo de vida (MAHLER, 2012). O Brasil se destaca mundialmente por ser um país com intensa atividade agropecuária (EMBRAPA, 2018). A produção de alimentos em grande escala, que necessita de extensas áreas para cultivo, gera diversos impactos ao ambiente (MAHLER, 2012).

Com o objetivo de aumentar a produção de alimentos, muitos produtos foram desenvolvidos com foco em problemas instantâneos e não em crises planetárias e os países subdesenvolvidos, como o Brasil, acabam utilizando os agroquímicos de forma descontrolada, causando diversos impactos ambientais (GARVEY, TYFIELD e MELLO, 2017). Dentre esses impactos está a utilização e contaminação dos recursos hídricos. O consumo de água no meio rural é de 80,7% do consumo total no Brasil, sendo 67,2% destinado à irrigação, 11,1% ao consumo animal e 2,4% ao consumo humano. Cerca de 40% da água utilizada não é aproveitada pelas plantas. Além do alto consumo, a poluição dos recursos hídricos ocorre também no meio rural, devido ao uso excessivo de fertilizantes, pesticidas e aos processos erosivos (EMBRAPA, 2018). Um curso d'água poluído ameaça uma imensurável variedade de vida. A água é um bem precioso, é fonte de vida e acaba sendo um ponto receptor dos poluentes e responsável por dispersar os mesmos (MAHLER et al., 2012).

Um desses problemas de contaminação do ambiente em áreas rurais é pelos metais. Alguns metais não são considerados tóxicos dependendo da sua concentração no ambiente (SIQUEIRA-SILVA, 2012). Metais como Cr, Cu, Ni, Cr, Fe e Zn são essenciais para os seres vivos, mas outros como Cd, Pb e Hg podem causar sérios danos à saúde humana (FERREIRA, HORTA e CUNHA, 2010). Muitos estão disponíveis naturalmente no solo, mas desde a revolução industrial, a distribuição e disponibilidade têm aumentado significativamente (WAGNER e KAUPENJOHANN, 2014). A aplicação de fertilizantes, agrotóxicos, irrigação e poluição atmosférica são as principais fontes antropogênicas de metais tóxicos em áreas agrícolas. O relevo, o clima, o desenvolvimento econômico, a produção industrial e o estilo de vida da população interferem na disposição dos metais no ambiente (BIGALKE et al., 2017).

Além das águas, os sedimentos são ambientes de deposição de materiais e compartimentos aquáticos ativos, essenciais para a vida (BEVILACQUA et al., 2009). A alta concentração de metais tóxicos nos sedimentos pode ser uma indicação de poluição

antropogênica, ao invés da origem pelo intemperismo (FERREIRA, 2006). Os sedimentos acumulam substâncias tóxicas para os ecossistemas aquáticos, atuando como reservatório de agente contaminante para o ambiente. Muitas substâncias se associam com o material particulado e se incorporam nos sedimentos, agindo como uma fonte de longa duração. Os sedimentos contaminados apresentam risco aos ecossistemas aquáticos e, consequentemente, a todos os ecossistemas adjacentes (QUINÁGLIA, 2006). A análise dos sedimentos pode permitir a detecção de poluentes que podem até estarem ausentes na água, pois estão em constante fluxo sobrejacente com a coluna d'água (JESUS et al., 2004). A alta concentração de metais nos sedimentos pode ser uma indicação de poluição antropogênica, ao invés da origem pelo intemperismo (FERREIRA, 2006).

O objetivo deste estudo foi caracterizar as águas e sedimentos das áreas rurais influenciadas por atividades agropecuárias no município de Bom Retiro-SC e analisar as concentrações dos metais pesados Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Ni e Zn nos corpos hídricos e nos sedimentos, comparando com o que está disposto na legislação brasileira CONAMA n. 357/2005 e CONAMA n. 454/2012 (BRASIL, 2005; BRASIL, 2012). Além disso, o estudo busca trazer enfoque e buscar soluções para controlar a poluição ambiental, considerando toda a gestão dos produtos, contribuindo significativamente para a conservação dos recursos hídricos e, consequentemente, de todo o meio ambiente.

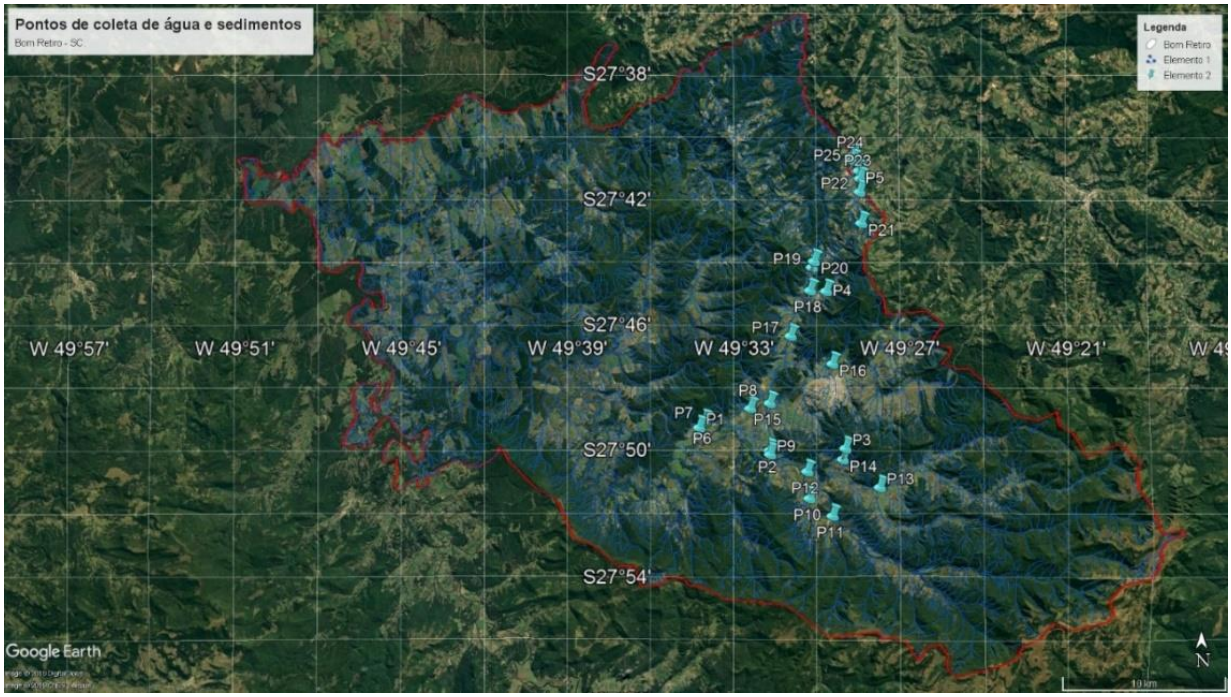
2 METODOLOGIA

Bom Retiro é um município da região serrana de Santa Catarina, inserido nas sub-bacias Uruguai e Atlântico-Sudeste. Localiza-se a uma latitude 27º47'50" sul e a uma longitude 49º29'21" oeste, com altitude média de 890 metros. O município tem cerca de nove mil habitantes e a economia concentra-se, principalmente, nas atividades agrícolas e pecuárias, entre elas destacam-se as culturas de maçã, milho, soja, cebola e tomate (IBGE, 2010).

Os pontos de coleta da água e dos sedimentos foram selecionados por estarem localizados nas principais áreas de produção agropecuária de Bom Retiro-SC. As figuras 20, 21, 22, 23 e 24 demonstram, respectivamente, os pontos de coleta, as formações geológicas, a declividade, os tipos de solo e os locais de coleta de água e sedimentos (Apêndice C).

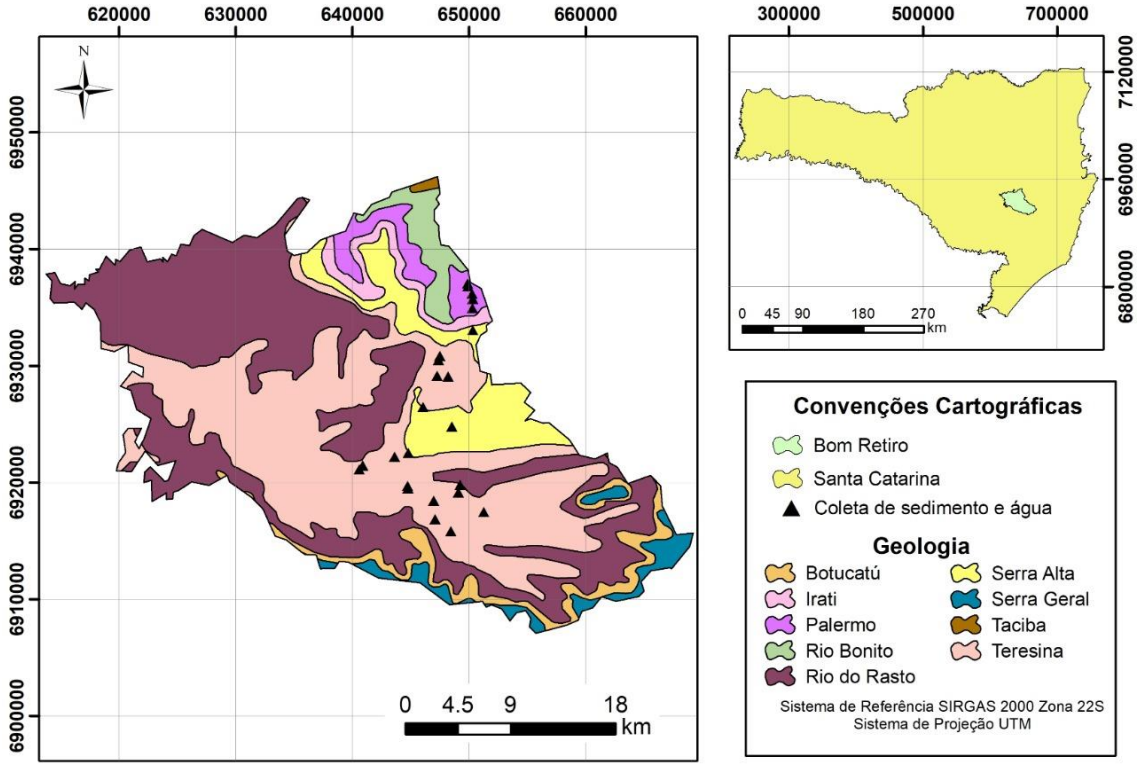
Os índices pluviométricos foram calculados com base nos dados fornecidos pela CIRAM/EPAGRI dos últimos cinco anos.

Figura 20 – Pontos de coleta. O polígono vermelho delimita a área do município. Os pontos marcados em azul (Elemento 2) são os pontos de coleta de água e sedimentos da área objeto de estudo. As linhas azuis são os corpos hídricos (Elemento 1).



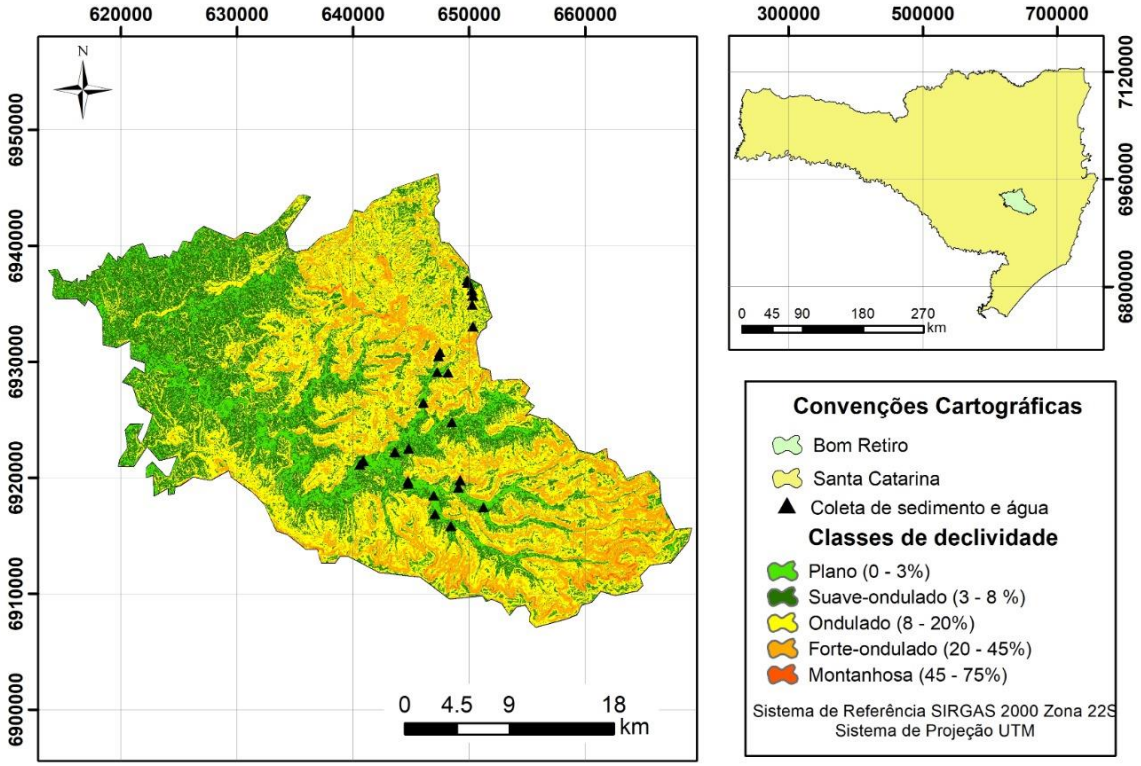
Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Figura 21 - Mapa das formações geológicas no município de Bom Retiro-SC



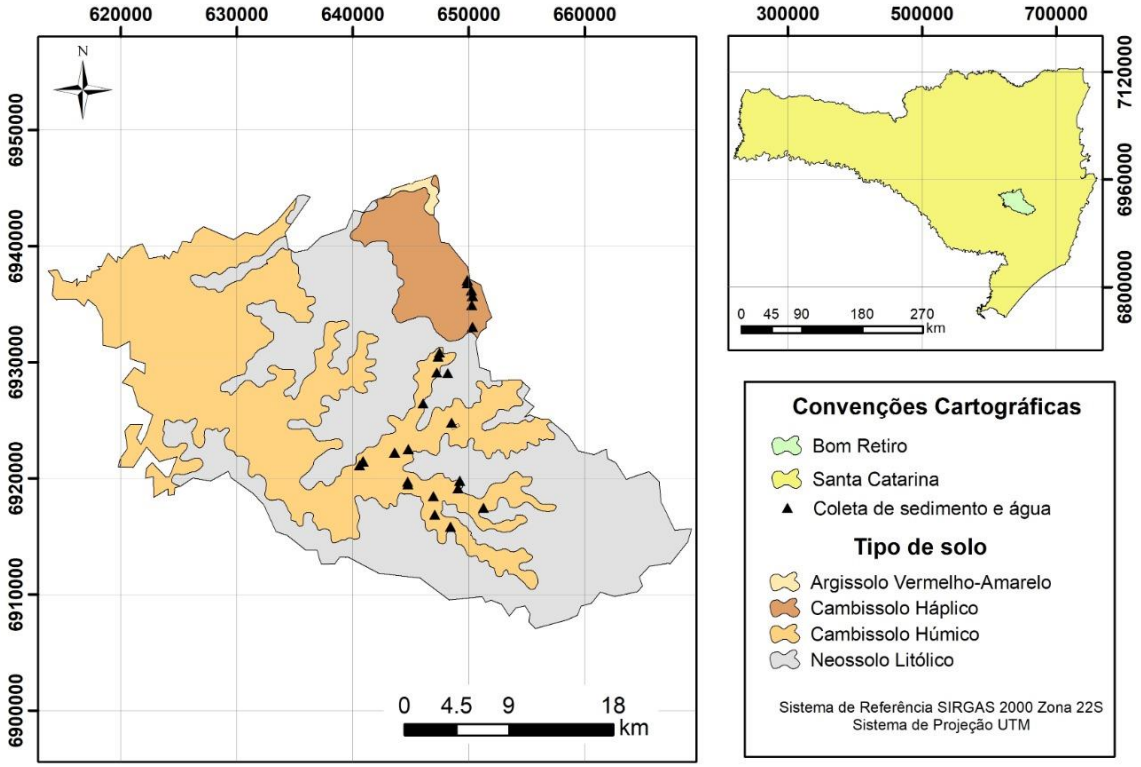
Fonte: Elaborado pela autora com base em IBGE (2000), 2019.

Figura 22 – Mapa de declividade



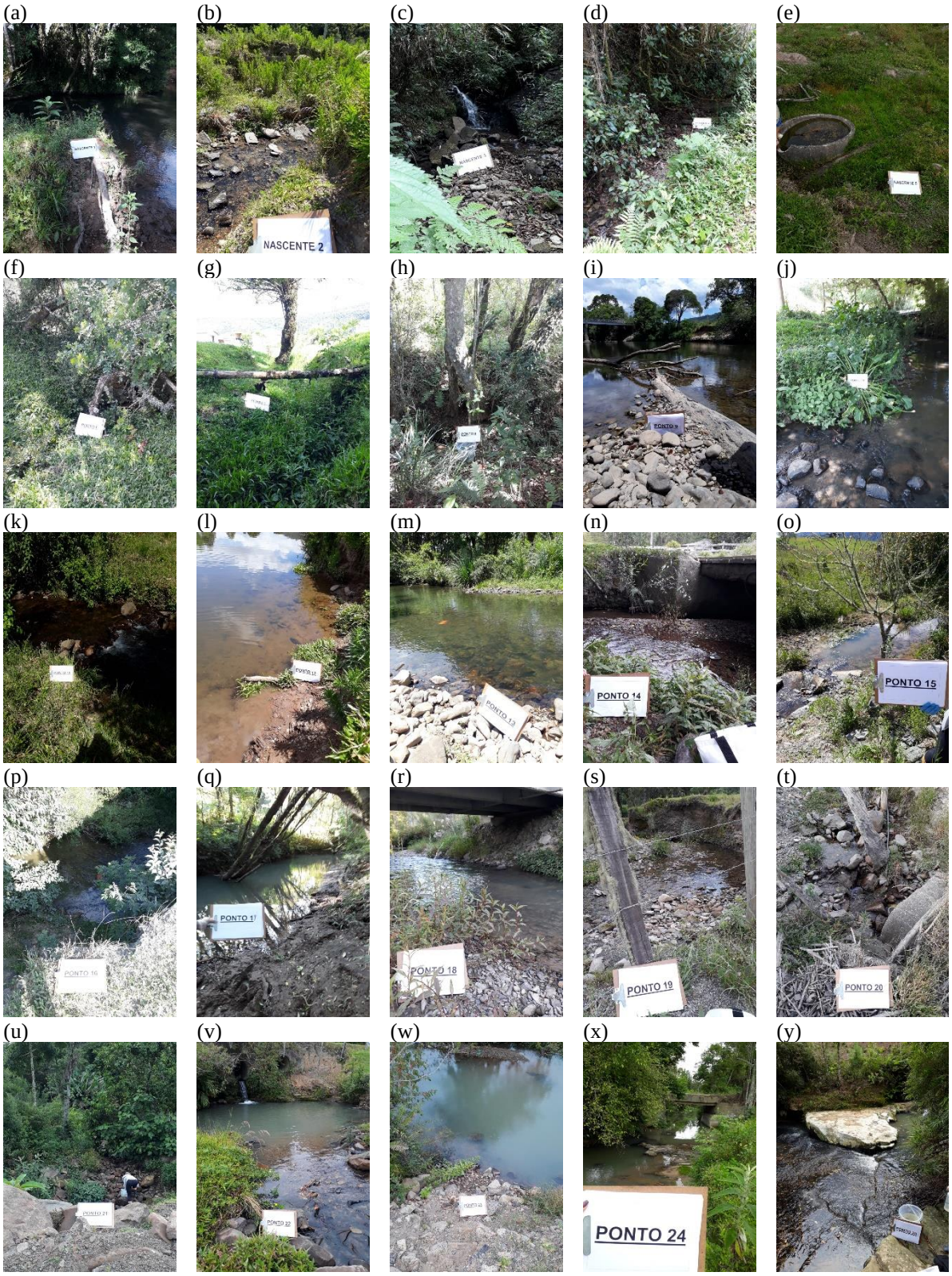
Fonte: Elaborado pela autora com base em IBGE (2000), 2019.

Figura 23 – Mapa dos tipos de solo dos pontos de coleta



Fonte: Elaborado pela autora com base em EPAGRI (2004), 2019.

Figura 24 – Pontos de coletas de sedimentos e água. (a) Ponto A01; (b) Ponto A02; (c) Ponto A03; (d) Ponto A04; (e) Ponto A05; (f) Ponto A06; (g) Ponto A07; (h) Ponto A08; (i) Ponto A09; (j) Ponto A10; (k) Ponto A11; (l) Ponto A12; (m) Ponto A13; (n) Ponto A14; (o) Ponto A15; (p) Ponto A16; (q) Ponto A17; (r) Ponto A18; (s) Ponto A19; (t) Ponto A20; (u) Ponto A21; (v) Ponto A22; (w) Ponto A23; (x) Ponto A24; (y) Ponto A25.



2.1 ANÁLISE DOS SEDIMENTOS

Os sedimentos foram coletados nos dias 06 e 07 de dezembro de 2018 em 25 pontos nas margens dos corpos hídricos em uma na profundidade de 0-20 cm (ABNT, 2007). Cada ponto teve as amostras homogeneizadas e retirado uma parte para análise. Estas foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente rotulados e encaminhados para o Laboratório de Rotina para Análise de Água e Resíduos – LANAR, do Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC, onde foram realizadas análises do potencial hidrogeniônico das amostras, por meio da sonda multiparâmetro portátil HI 98194, marca Hanna (DONAGEMA, 2011).

As amostras secaram em estufa à uma temperatura de 45°C por 48 horas (DONAGEMA, 2011), destorroadas e peneiradas, em peneira de aço inox de 0,025 mm/µm (500 mesh) de malha, e novamente acondicionadas em embalagens plásticas para posterior análise da concentração de metais.

O método 3050 B (APHA, 2012) serviu como base para a digestão das amostras com padrões analíticos da marca Merck para determinação da concentração dos metais Cd (cádmio), Cr (cromo), Cu (cobre), Fe (ferro), Ni (níquel), Pb (chumbo) e Zn (zinco). A digestão foi realizada com ácido nítrico (HNO_3), ácido clorídrico (HCl) e peróxido de hidrogênio (H_2O_2), para Espectrometria de Absorção Atômica de Alta Resolução com Fonte Contínua (AR-FC EAA).

Transferiu-se uma grama de amostra de solo para um erlenmeyer de 125 ml, com 10 ml de HNO_3 concentrado. As amostras foram aquecidas em chapa aquecedora em refluxo por 15 minutos a uma temperatura de aproximadamente 95ºC, de onde foram retiradas para resfriarem. Adicionou-se 5 ml de HNO_3, e as amostras foram aquecidas a 95ºC e mantidas em refluxo por mais 30 minutos. Como as amostras geravam fumaça marrom, indicando que a matéria orgânica não tinha sido totalmente oxidada, esse processo foi repetido por mais cinco vezes. Após esse processo, as amostras foram aquecidas por duas horas em chapa a 95ºC e arrefecidas novamente.

Adicionou-se 2 mL de água ultrapura e 3 mL de H_2O_2 (30%). As amostras foram aquecidas novamente por mais duas horas, resfriadas e adicionou-se 10 mL de HCl, mantendo em refluxo por 15 minutos a 95ºC. Foram filtradas por meio da filtração a vácuo com funil de buchner com placa porosa sintetizada n° 2 (40 a 100µm), o volume completado para 100 ml, e armazenadas em frascos âmbar para evitar a ação luminosa sobre as amostras.

A determinação dos metais foi realizada pelo método da chama direta de ar/acetileno, por meio do Espectrofotômetro de Absorção Atômica de Fonte Contínua de Alta Resolução, marca Analytik Jena AG, modelo contrAA 700. Soluções padrões dos metais de interesse foram utilizadas para a calibração do equipamento, com curvas de calibração apropriadas, preparadas por meio de soluções estoques (Tabela 13).

Tabela 13 - Informações utilizadas para preparação das soluções padrões e determinação dos metais por Espectrometria de Absorção Atômica de Alta Resolução com Fonte Contínua.

Elemento	Reagente	Marca	Limite mínimo de detecção (nm)	Comprimento de onda (nm)
Cádmio	Cádmio 1000 mg/L	Fluka®	0,0004	228,8018
Chumbo	Chumbo 1000 mg/L	SpecSol®	0,0050	217,0005
Cobre	Cobre 1000 mg/L	SpecSol®	0,0010	324,7540
Cromo	Cromo 1000 mg/L	SpecSol®	0,0050	357,8687
Ferro	Ferro 1000 mg/L	SpecSol®	0,0010	248,3270
Níquel	Níquel 1000 mg/L	SpecSol®	0,0012	232,0030
Zinco	Zinco 1000 mg/L	SpecSol®	0,0010	213,8570

Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Após as análises, os resultados foram comparados com a resolução CONAMA nº 454 (BRASIL, 2012). A resolução CONAMA 454 (BRASIL, 2012) estabelece as diretrizes e procedimentos para o gerenciamento de material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Essa resolução estabelece a classificação em dois níveis. No nível 1, limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota e no nível 2, há maior probabilidade (Tabela 14).

Tabela 14 - Valores orientadores de metais tóxicos para material a ser dragado em água de acordo com a resolução CONAMA nº 454 de 2012.

Metais (mg/kg)	Nível 1	Nível 2
Cádmio	0,6	3,5
Chumbo	35,0	91,3
Cobre	35,7	197,0
Cromo	37,3	90,0
Ferro	*	*
Níquel	18,0	35,9
Zinco	123,0	315,0

* Não possui valores definidos na legislação.
Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

A CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (2010), possui um guia que permite avaliar contaminantes e define as maiores concentrações permitidas para que não causem efeito adversos nos organismos. O Guia de Critérios para Avaliação da Qualidade dos Sedimentos define valores para concentração de metais que classificam a qualidade em ótima, boa, regular, ruim e péssima (Tabela 15) (CETESB, 2010).

Tabela 15 - Classificação dos sedimentos pela CETESB referente à concentração de metais pesados.

	Parâmetros				
	Ótima	Boa	Regular	Ruim	Péssima
			(mg/kg)		
Cádmio	< 0,6	0,6 – 2,1	2,1 – 3,5	3,5 – 5,3	> 5,3
Chumbo	< 35,0	35,0 – 63,2	63,2 – 91,3	91,3 – 137,0	> 137,0
Cobre	< 35,7	35,7 – 116,4	116,4 – 197,0	197,0 – 295,5	> 295,5
Cromo	< 37,3	37,3 – 63,7	63,7 – 90,0	90,0 – 135,0	> 135,0
Ferro	*	*	*	*	*
Níquel	< 18	18,0 – 27,0	27,0 – 36,0	36,0 – 54,0	> 54,0
Zinco	< 123,0	123,0 – 219,0	219,0 – 315,0	315,0 – 473,0	> 473,0

* Valor não definido.
Fonte: Elaborado pela autora com base em CETESB (2010), 2019.

2.2 ANÁLISE DA ÁGUA

As amostras de água foram coletadas nos dias 06 e 07 de dezembro de 2018 levando em consideração os níveis pluviométricos. Foram analisadas 25 amostras de água, onde foram

aferidas as variáveis em triplicatas e os valores anotados (ABNT, 1987). Com a sonda multiparâmetro portátil HI 98194, marca Hanna, foram determinados *in loco* os parâmetros potencial hidrogeniônico (pH), potencial de oxirredução (ORP), condutividade elétrica (CE), salinidade e sólidos totais dissolvidos (STD). A sonda portátil POL-60 da marca Politerm também foi utilizada em campo para determinação do parâmetro oxigênio dissolvido (OD).

A determinação da concentração de metais das 25 amostras de água coletadas dos rios, seguiu os métodos descritos no Standard Methods for the Examination of Water Wastewater (APHA, 2012). Foi realizada a determinação dos teores de Cd (cádmio), Cr (cromo), Cu (cobre), Fe (ferro), Ni (níquel), Pb (chumbo) e Zn (zinco).

O método 3030 E (APHA, 2012) serviu como base para realização da digestão das amostras. Esse método consiste na digestão lenta da amostra ácida para Espectrometria de Absorção Atômica de Alta Resolução com Fonte Contínua (AR-FC EAA), sendo aplicada a abordagem para analitos de alto nível (>0,1 mg/L). Para isso, será transferido 100 ml de amostra para um erlenmeyer e adicionados 5 ml de ácido nítrico (HNO_3) com padrão analítico (marca Merck), para fazer o processo de digestão das amostras, que foram aquecidas progressivamente em chapa até 95ºC, mantendo-se em refluxo até que as alíquotas se reduzissem ao menor volume possível (±15 ml) e concluir o processo de digestão. Depois, as alíquotas foram resfriadas, o volume completado com água ultrapura *(*18,3 MΩ/cm*)* para 100 ml e armazenadas em frascos âmbar, de modo a evitar possíveis alterações devido a incidência de luz.

Com o método da chama de direta ar/acetileno, método 3111 B (APHA, 2012) foi realizada a determinação dos metais, por meio de Espectrometria de Absorção Atômica de Alta Resolução com Fonte Contínua (AR-FC EAA), utilizando o equipamento Espectrofotômetro de Absorção Atômica de Fonte Contínua de Alta Resolução, marca Analytik Jena AG, modelo ContrAA 700, que foi calibrado em soluções padrões de acordo com os metais de interesse (tabela 2).

Os resultados obtidos foram comparados com a resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005), que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água em treze classes de qualidade. As águas doces são classificadas em classe especial, classe 1, classe 2, classe 3 e classe 4 (Tabela 16). Além disso, estabelece parâmetros para essa classificação em relação aos metais tóxicos (Tabela 17).

Tabela 16 - Classificação das águas doces segundo a resolução CONAMA nº 357 de 2005.

Classificação	Destinação das águas
Classe especial	Ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção; à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e, à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
Classe I	Ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
Classe II	Ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e à aquicultura e à atividade de pesca.
Classe III	Ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à pesca amadora; à recreação de contato secundário; e à dessedentação de animais.
Classe IV	À navegação e à harmonia paisagística.

Fonte: Elaborado pela autora com base na Resolução CONAMA nº 357 (2005), 2019.

Tabela 17 - Valores máximos permitidos em mg/L de metais tóxicos para classificação das águas segundo a resolução CONAMA nº 357 de 2005.

Metais	Classe Especial	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Cádmio	0,001	0,001	0,001	0,010	*
Chumbo	0,010	0,010	0,010	0,033	*
Cobre	0,009	0,009	0,009	0,013	*
Cromo	0,050	0,050	0,050	0,050	*
Ferro	0,300	0,300	0,300	5,000	*
Níquel	0,025	0,025	0,025	0,025	*
Zinco	0,180	0,180	0,180	5,000	*

* Não possui valor de referência definido na legislação.
Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

2.3. ANÁLISES ESTATÍSTICAS

As análises estatísticas dos dados foram realizadas por meio do programa Excel, por meio da estatística descritiva, analisando a média, mediana, mínimo, máximo, desvio padrão, coeficiente de variação, assimetria e curtose. Além disso, foi realizado a análise de correlação

de Pearson das variáveis, sendo estabelecido de 0,10 a 0,29 como fraca, 0,30 a 0,49 correlação moderada e 0,5 a 1,0 forte (RIBEIRO et al., 2017).

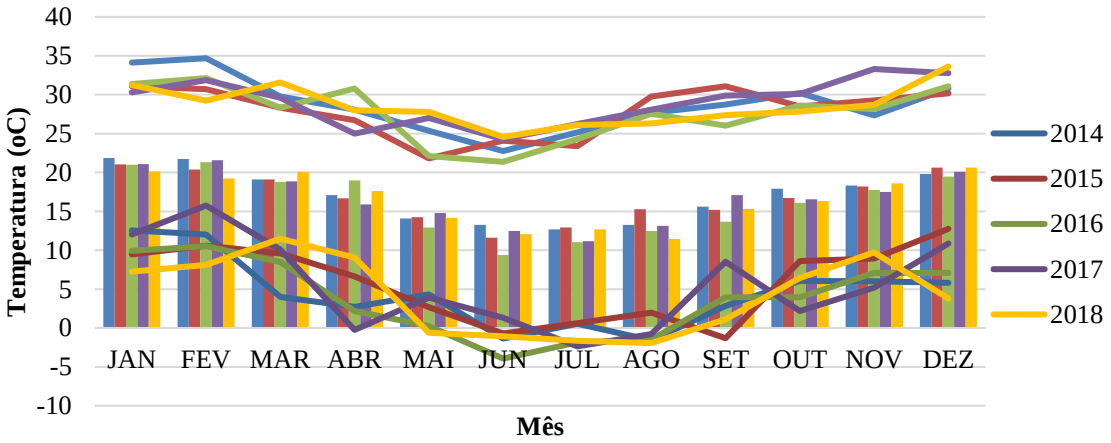
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 COMPORTAMENTO PLUVIOMÉTRICO

As massas de ar que atuam no estado de Santa Catarina são a tropical atlântica, polar atlântica, tropical continental e equatorial continental (OMETTO, 1981). O município de Bom Retiro está inserido em área de interferência do clima mesotérmico úmido, com verão fresco, sem estação com menos chuva definida, com amplitude térmica entre inverno e verão.

Durante o período analisado, as menores médias de temperaturas foram observadas no mês de junho e as maiores médias se concentraram entre novembro e dezembro. No ano de realização do estudo, a temperatura mais baixa foi registrada em agosto (-1,94ºC) e nos últimos cinco anos a menor temperatura registrada foi em junho de 2016 (-3,94ºC) (Figura 25).

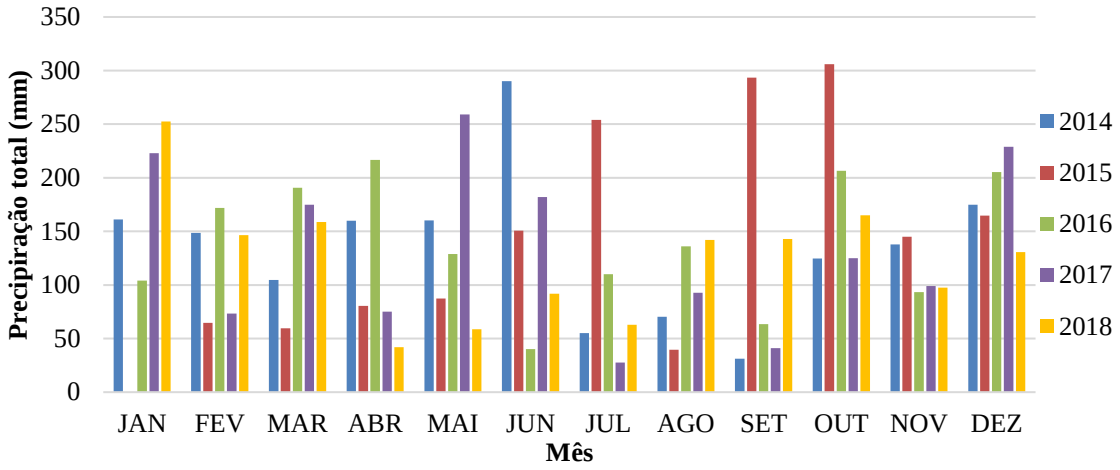
Figura 25 - Temperaturas mínimas, máximas e médias em Bom Retiro nos últimos 5 anos.



Fonte: Autora com base nos dados fornecidos pela EPAGRI, 2019.

A precipitação exerce importante função na dispersão e de arraste de material e de sedimentos, por isso tem papel fundamental na análise dos dados (BASSO et al., 2011). A maior temperatura dos últimos cinco anos foi registrada em fevereiro de 2014 (34,68ºC) e em 2018 a máxima foi observada no mês de dezembro (33,62ºC). O valor total da precipitação nos últimos cinco anos teve uma baixa variação, com máxima de 1.667,80 mm em 2016 e mínima de 1.491,00 mm em 2018 (Figura 26).

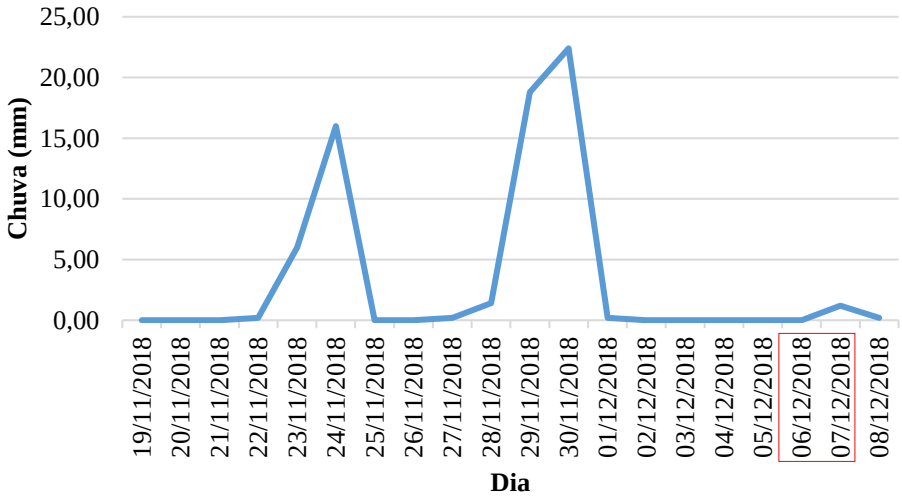
Figura 26 – Precipitação total mensal em Bom Retiro nos últimos 5 anos.



Fonte: Autora com base nos dados fornecidos pela EPAGRI, 2019.

Durante o período da coleta nos dias 06 e 07 de dezembro de 2018, houve uma pequena precipitação após a coleta, estava há cinco dias sem chover. Bom Retiro não tem uma estação com menos chuva definida e os maiores índices pluviométricos variam conforme o ano. Vale ressaltar que as chuvas de verão são mais intensas e de curta duração, já as de inverno normalmente são de pouca intensidade e se estendem por vários dias (Figura 27).

Figura 27 - Quantidade de chuva nos dias próximos à coleta



Fonte: Autora com base nos dados fornecidos pela EPAGRI, 2019.

Em um estudo sobre a erosividade das chuvas em Lages-SC, Bertol et al. (2002) observaram que a maior parte da chuva erosiva se concentrou nos meses de janeiro, fevereiro e

outubro. Durante o verão, a lixiviação de poluentes é maior por causa da intensidade das chuvas e das temperaturas (SILVA et al., 2008).

3.2 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

Os parâmetros analisados foram pH, potencial de oxirredução (ORP), oxigênio dissolvido (OD), temperatura (temp.), condutividade elétrica (CE), sólidos totais dissolvidos (STD) e salinidade (Sal.) (Apêndice D). A Tabela 18 apresenta a estatística descritiva dos resultados obtidos.

Tabela 18 – Estatística descritiva dos parâmetros físico-químicos das amostras de água

	pH água	**pH sed.**	**ORP**	**OD**	**Temp.**	**CE**	**STD**	**Sal.**
Média	7,04	6,36	264,05	31,27	19,53	59,28	39,17	0,003
Mediana	7,15	6,44	265,67	30,37	18,50	56,90	37,5	0,003
Mínimo	4,38	4,72	133,00	15,10	16,60	27,20	19,7	0,002
Máximo	8,12	7,52	332,00	49,00	24,50	101,63	66,47	0,005
Desvio Padrão	0,67	0,739	43,44	9,27	2,35	20,46	13,56	0,001
Coeficiente de Variação (%)	9,00	11,627	16,45	30,00	12,04	34,52	34,62	33,68
Assimetria	-2,56	-0,778	-1,24	0,28	0,67	0,35	0,36	0,39
Curtose	10,58	0,338	2,69	-0,91	-0,86	-0,94	-0,97	-0,91

Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

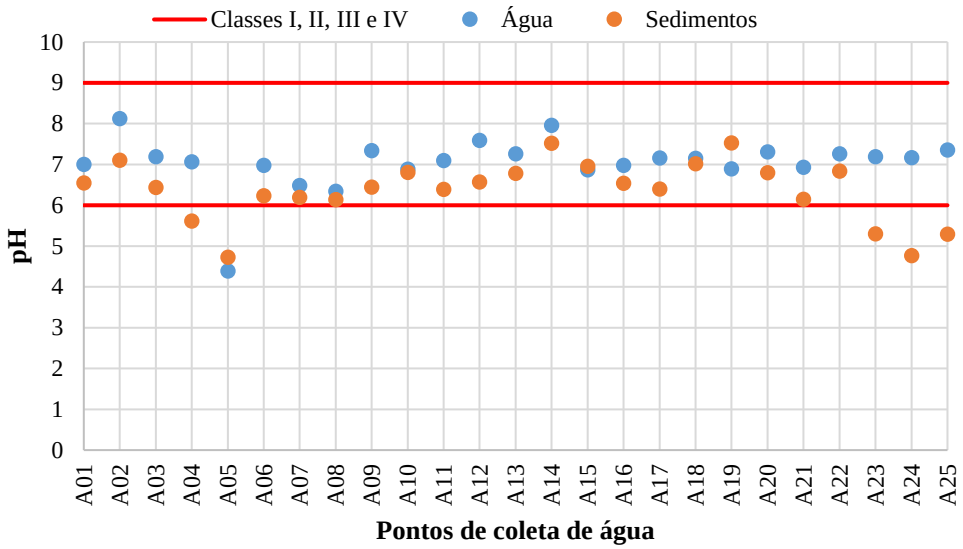
3.2.1 Potencial hidrogeniônico

O potencial hidrogeniônico (pH) é um indicativo de acidez, neutralidade ou alcalinidade, pois indica a concentração de íons hidrogênio (H^+) (LOPES, 2016). O pH fornece informações importantes sobre a qualidade da água e é um parâmetro para monitoramento ambiental, pois pode indicar a disponibilidade de metais e a extensão da poluição dos recursos hídricos (OLIVEIRA, 2015). O pH é influenciado de forma natural ou antropogênica e sofre alterações devido a fotossíntese, adsorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica, dissolução de rochas e composição do solo (PAULA et al., 2010).

As águas das áreas rurais de Bom Retiro-SC apresentaram pH médio de 7,04, com mínimo de 4,38 e máximo de 8,12. O coeficiente de variação pode ser considerado baixo, evidenciando pequena variabilidade dos dados (Tabela 18). Apenas uma amostra (A05) apresenta pH abaixo do que é estabelecido pela resolução nº 357 do CONAMA/2005 (Figura

28), que estabelece valores de pH entre 6 a 9 para águas da classe especial, I, II, III e IV (BRASIL, 2005). Os sedimentos tiveram uma variação de pH entre 4,72 a 7,52 e média de 6,36.

Figura 28 - Valores de pH das amostras analisadas.



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

O pH ácido pode ser justificado pela localização do ponto de coleta. Este ponto é uma nascente que não possui mata ciliar, em uma região de pasto onde há manejo de gado no local, o que pode contribuir para o aumento de matéria orgânica. Além disso, o solo também pode contribuir para uma maior concentração de matéria orgânica, visto que são facilmente intemperizáveis. Além disso, como havia sol no momento da coleta, o pH pode apresentar mudanças ao longo do dia por causa da incidência da radiação solar, devido aos processos bioquímicos que ocorrem nas águas (HERMES e SILVA, 2004).

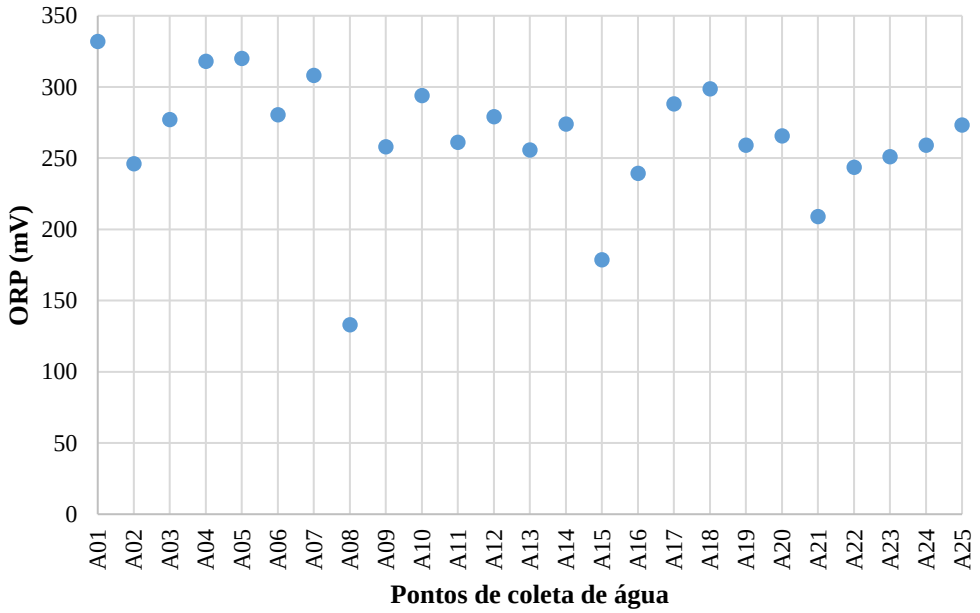
3.2.2 Potencial de oxirredução

O potencial de oxirredução (ORP) mede a capacidade do meio de transferir elétrons, permite analisar se a amostra fornece ou recebe mais elétrons na solução, variando conforme os íons presentes. Em uma reação de oxirredução, se uma substância for oxidada (perder elétrons) a outra deve ser reduzida (ganhar elétrons) (VASCONCELLOS, 2015). Isso faz com que seja possível estabelecer espécies quimicamente predominantes (MOREIRA et al, 2013; VASCONCELLOS, 2015).

Apesar de serem extremamente importantes no monitoramento ambiental, a resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) não estabelece valores de referência para este parâmetro.

Nas amostras analisadas, o ORP variou de 133 a 332 mV, com maior valor registrado no P01 e uma média de 264,05 mV, com pouca variação dos dados. Todos os pontos indicaram valores positivos de ORP, o que indica condições oxidantes (Figura 29). Quanto mais elevado o ORP, maior é a eliminação de poluentes emergentes (AVILA et al., 2013). Todos os pontos apresentaram valores acima de 100 mV, o que pode indicar a presença de diferentes formas de nitrogênio no meio aquático (MATOS et al., 2010).

Figura 29 - Valores de ORP das amostras analisadas.



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

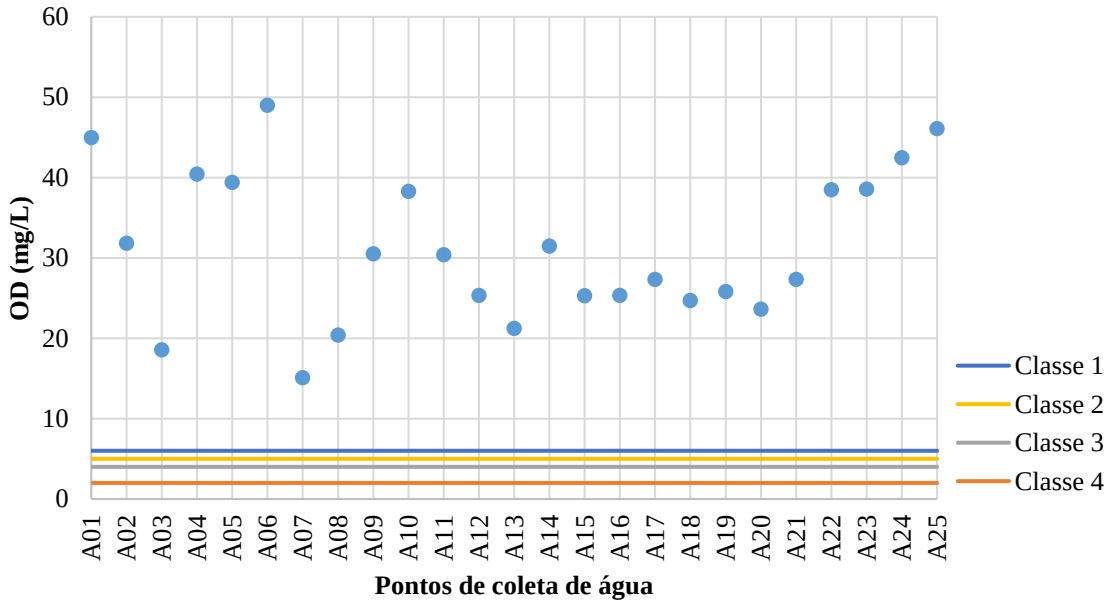
O ORP pode apresentar caráter redutor a 200 mV, pois os processos de oxirredução também são influenciados pela concentração de oxigênio dissolvido (ESTEVES, 2011). Quando ocorre a transferência de elétrons de uma substância para a outra, ocorre uma diferença do potencial elétrico, quanto mais oxidada for a substância, maior será o seu potencial elétrico (VASCONCELLOS, 2015). Valores de até 53 mV possibilitaram um comportamento distinto no estudo de Silva (2015). O índice pluviométrico também pode influenciar no ORP, apresentando maiores valores nas épocas chuvosas, já que durante o período chuvoso ocorrem processos redutivos devido à respiração de bactérias anaeróbias em virtude da contaminação pelo acúmulo de efluentes no rio (VALLE JUNIOR et al., 2013). Porém, durante este estudo, os índices pluviométricos foram considerados baixos.

3.2.3 Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido (OD) fornece informações sobre a capacidade de autodepuração e qualidade da água, por isso é um importante parâmetro para a avaliação de ecossistemas aquáticos (AMORIM et al., 2017). O oxigênio dissolvido presente na água é essencial para o desenvolvimento dos organismos aeróbios (LOPES, 2016).

Conforme a Figura 30, os valores de oxigênio dissolvido encontrados nas amostras de água mostram que, segundo a resolução CONAMA nº 357/2005, todos os corpos d'água estão enquadrados em classe I, pois possuem níveis superiores a 6 mg/L de OD (BRASIL, 2005). Isso demonstra que os corpos d'água não tem déficit de oxigênio, bem como excesso de matéria orgânica (EFFENDIA et al., 2015). Houve uma variação dos dados (Tabela 18), devido aos tipos de solo, geologia, turbulência e temperatura (LOPES, 2016). Além disso, a temperatura e a pressão atmosférica podem ter contribuído para este cenário, visto que o município de Bom Retiro está localizado na região serrana de Bom Retiro, com temperaturas amenas e elevada altitude (ESTEVES, 2011).

Figura 30 - Valores de OD das amostras analisadas.



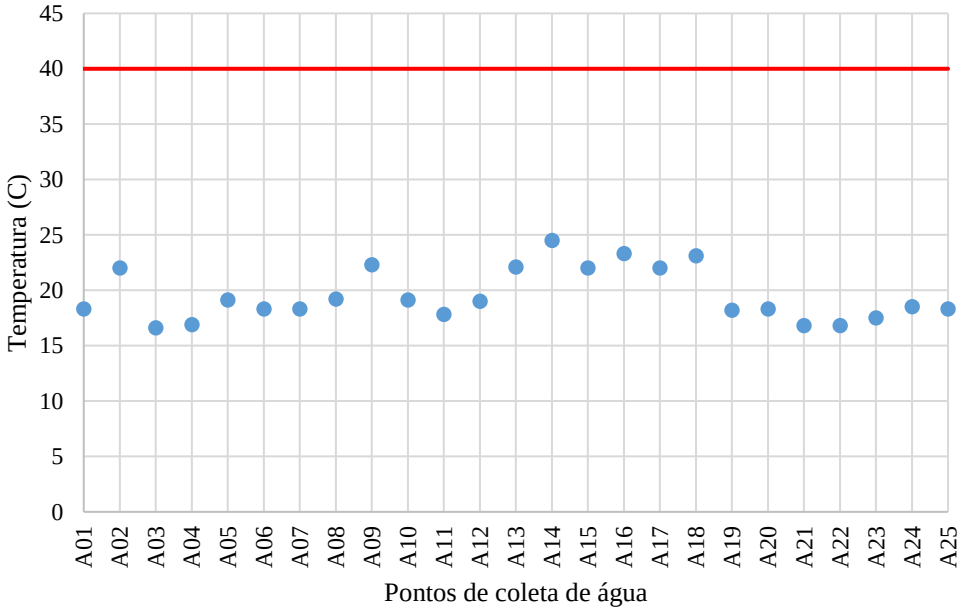
Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

3.2.4 Temperatura

A temperatura da água influencia uma série de propriedades como reações químicas, processos biogeoquímicos e funções enzimáticas dos organismos, por isso é considerado um importante parâmetro para a caracterização dos corpos d'água (WANG et al., 2013; OLIVEIRA & CUNHA, 2014).

Os valores de temperatura oscilaram entre 16,6 a 24,5ºC (Figura 31). Como as coletas foram realizadas no verão, essa mudança de temperatura se deve principalmente a incidência da luz solar sobre o corpo hídrico que não estava protegido por vegetação, bem como quanto aos horários de coleta. A maior temperatura foi no ponto A14, no qual a coleta foi realizada próxima às 12h. A vegetação no local era de pequeno porte e não sombreava o corpo hídrico, além disso, a área da superfície era grande e o rio estava com menos de 60 cm de profundidade. Apesar da influência da luz solar, o coeficiente de variação de 12,04% mostra a baixa dispersão dos dados (Tabela 18) (LOPES, 2016; BERLANDA, 2017).

Figura 31 - Valores de temperatura das amostras analisadas.



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

No Brasil, a temperatura da água varia entre 20 e 30^{0}C, mas pode diminuir entre 5 e 15°C no inverno para a Região Sul (VON SPERLING, 1997). A resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) não estabelece valores para temperatura nos corpos hídricos, mas Araújo e Oliveira (2013) mencionam que a temperatura em ambiente aquático deve ser inferior a 40^{0}C, portanto, todos os pontos são considerados adequados. Segundo a CETESB (2010), valores acima de 30^{0}C indicam água impactada.

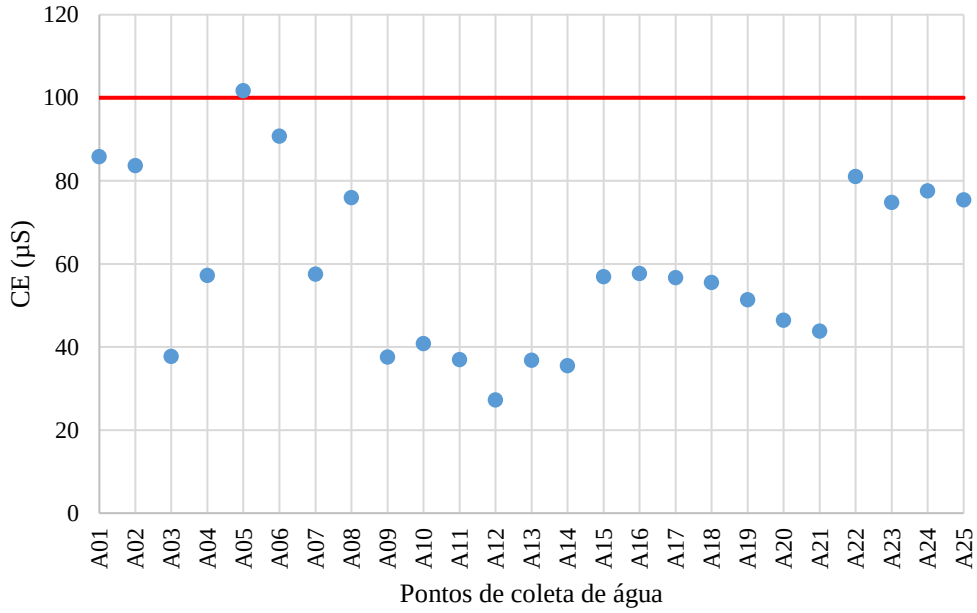
3.2.5 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica (CE), expressa em µS, representa a capacidade da água de conduzir corrente elétrica e depende das concentrações iônicas e da temperatura (ESTEVES,

2011). Como este parâmetro está relacionado à presença de partículas eletricamente carregadas, ele indica a quantidade de sais e representa uma medida indireta da concentração de poluente, portanto contribui para o reconhecimento de impactos ambientais no corpo hídrico (RUBILAR e UEDA, 2013; BETEMPS et al., 2014).

A CE na água sofre influência das características geoquímicas e das condições climáticas da região (ESTEVES, 2011). A resolução CONAMA (BRASIL, 2005) não estabelece valores de CE para o enquadramento dos corpos d'água, mas diversos autores afirmam que corpos hídricos com CE de 100 µS/cm são considerados de boa qualidade, valores acima disso são considerados tóxicos por excesso de sais (VON SPERLING, 2007; LOPES, 2016). Apenas a amostra A05 apresentou a CE acima do que é indicado, com 101,63 µS/cm. É uma área inferior ao declive, que recebe influência de atividades antrópicas por meio do cultivo de cebola e suinocultura, por isso os dejetos orgânicos podem ter contribuído para o aumento da matéria orgânica e, consequentemente, da CE também. A condutividade elétrica variou entre 27,20 a 101,63 µS/cm (Figura 32).

Figura 32 - Valores de CE das amostras analisadas.



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

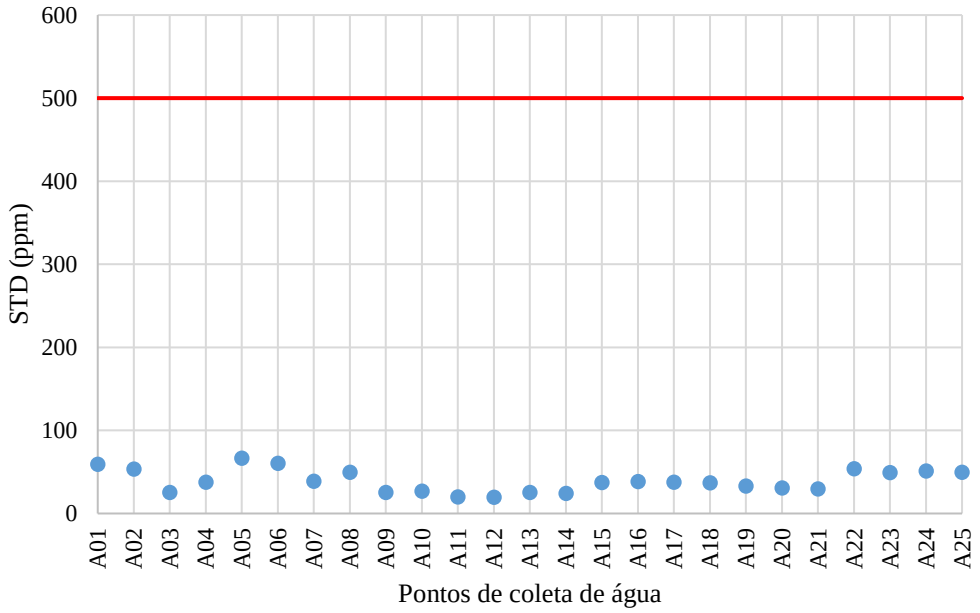
Vale ressaltar que no período de coleta das amostras, os baixos índices pluviométricos podem ter contribuído para uma menor CE, já que a chuva faz com que partículas de solo, matéria orgânica e outros materiais sejam arrastados ao corpo hídrico, fazendo com que aumente a CE (ALVES et al., 2017).

3.2.6 Sólidos totais dissolvidos

Os sólidos totais dissolvidos (STD) indicam a quantidade de matéria orgânica, minerais e substâncias inorgânicas contidas na água, ou seja, representam o total de substâncias dissolvidas (LOPES, 2016). As impurezas encontradas na água contribuem para um aumento na carga de sólidos totais, exceto os gases dissolvidos. Elevados valores de STD podem contribuir para o aumento da turbidez, dar cor e impactar os ecossistemas aquáticos, pois dificultam a penetração dos raios solares, a fotossíntese e concentração de oxigênio dissolvido (ESPÍNDOLA et al., 2000).

A resolução nº 357 do CONAMA (BRASIL, 2005) estabelece 500 mg/L como limite máximo de STD para corpos hídricos de classes I, II, III e IV. A estatística descritiva (Tabela 18) demonstra que os valores variaram entre 19,7 e 66,47 mg/L de STD. É possível observar na Figura 33 que todas as amostras analisadas apresentaram valores abaixo deste limite.

Figura 33 - Valores de STD das amostras analisadas.



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

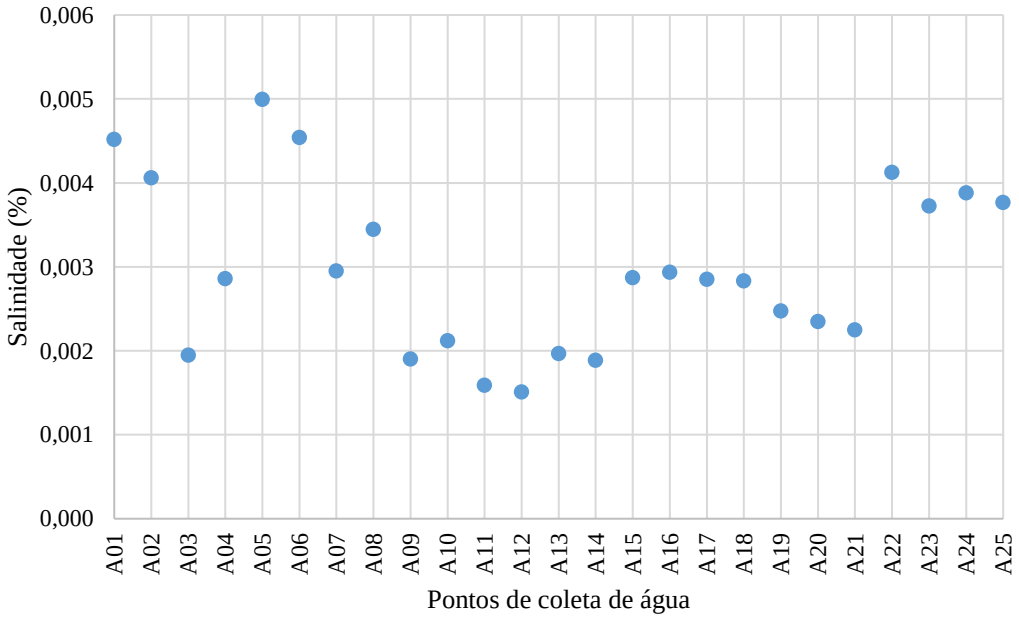
O aumento da temperatura contribui para uma maior atividade biológica e a elevação dos STD, pois os STD estão relacionados à maior concentração de íons na água, devido a precipitação, dissolução ou intemperização das rochas e do solo e também às atividades antrópicas (ROCHA et al., 2014; BERLANDA, 2017; LAVNITICK, 2018). No momento da coleta, os índices pluviométricos foram considerados baixos (Figura 27), o que contribui para uma menor média de STD, devido à ausência de arraste de materiais e sedimentos.

3.2.7 Salinidade

A salinidade expressa a concentração de sais minerais dissolvidos na água, sendo influenciada pelo intemperismo das rochas e escoamento superficial (ESTEVES, 2011; LOPES, 2016). Os principais sais no interior das águas são os cátions (Ca, Mg, K e Na) e os ânions (bicarbonato, cloreto e sulfato) (PAULA, 2011). A resolução CONAMA (BRASIL, 2005) estabelece que o limite máximo de salinidade para água doce é de 0,5%, salobra é de 0,5 a 30% e água salina tem salinidade maior que 30%.

Na Figura 26 é possível observar o enquadramento de todos os pontos analisados como água doce. Os valores de salinidade oscilaram entre 0,002 a 0,005%. Ressalta-se que os pontos A05, A22, A23, A24 e A25 sofrem influência da atividade de suinocultura, apresentam maior nível de salinidade, e que possivelmente isto deve-se ao lançamento de efluentes naquela área. O ponto A01 está localizado no entroncamento do rio João Paulo, o que contribui para um acúmulo de sais, já o ponto A06 fica próximo ao entroncamento. O ponto A02 é um córrego onde os moradores captam água para consumo.

Tabela 19 - Valores de salinidade das amostras analisadas



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

3.3 CONCENTRAÇÃO DE METAIS

Todas as amostras de água analisadas apresentaram concentrações de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn abaixo do limite de detecção do aparelho (Apêndice E). A concentração de metais pesados

na água é maior em períodos chuvosos, porém, no momento da coleta, estava há sete dias sem chover. Seis amostras de água apresentaram concentrações de ferro e quatorze de cromo. Os metais podem se acumular em águas quando se tornam mais móveis, pois acontece a lixiviação. A qualidade da água pode ser reduzida e a saúde pública ser posta em risco (ADAMU, 2015; BATISTA, 2015; LIMA et al., 2015).

Nas amostras de sedimento, apenas o Cd não foi detectado em nenhuma delas amostras. O Fe foi detectado em todas as amostras, o Cr em dezessete, o Cu em três, o Zn não foi detectado em apenas uma amostra, o Ni foi encontrado em duas e o Pb em três. As Tabelas 20 e 21 apresentam a estatística descritiva das concentrações de metais na água e nos sedimentos, respectivamente.

Tabela 20 – Estatística descritiva dos metais na água

	Fe	**Cr**
Média	0,540	1,182
Mediana	0,610	0,858
Mínimo	0,057	0,135
Máximo	0,880	3,719
Desvio Padrão	0,277	1,139
Coeficiente de Variação (%)	51,42	96,38
Assimetria	-0,997	1,559
Curtose	1,813	1,379

Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Tabela 21 – Estatística descritiva dos metais nos sedimentos

	Fe	**Cr**	**Cu**	**Zn**	**Ni**	**Pb**
Média	316,177	1,570	0,063	2,357	0,202	0,620
Mediana	321,300	1,240	0,059	1,525	0,202	0,530
Mínimo	164,233	0,210	0,031	0,786	0,110	0,150
Máximo	420,700	5,880	0,098	7,091	0,302	1,181
Desvio Padrão	56,437	1,500	0,034	1,739	0,143	0,521
Coeficiente de Variação (%)	17,850	95,550	53,930	73,801	70,681	83,982
Assimetria	-0,782	1,780	0,518	1,653	*	0,758
Curtose	1,341	2,378	*	2,002	*	*

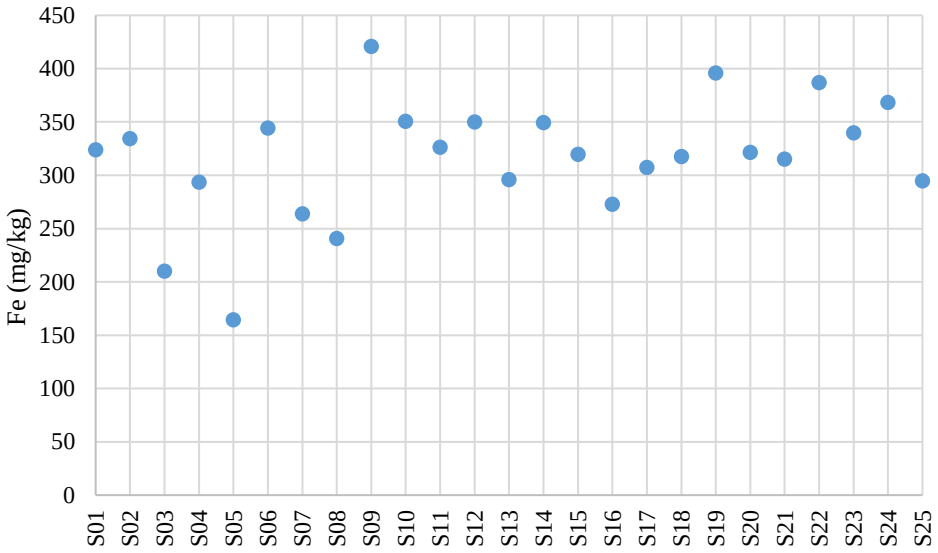
* Não foi possível estabelecer os valores por meio de cálculos matemáticos.

Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

3.3.1 Ferro

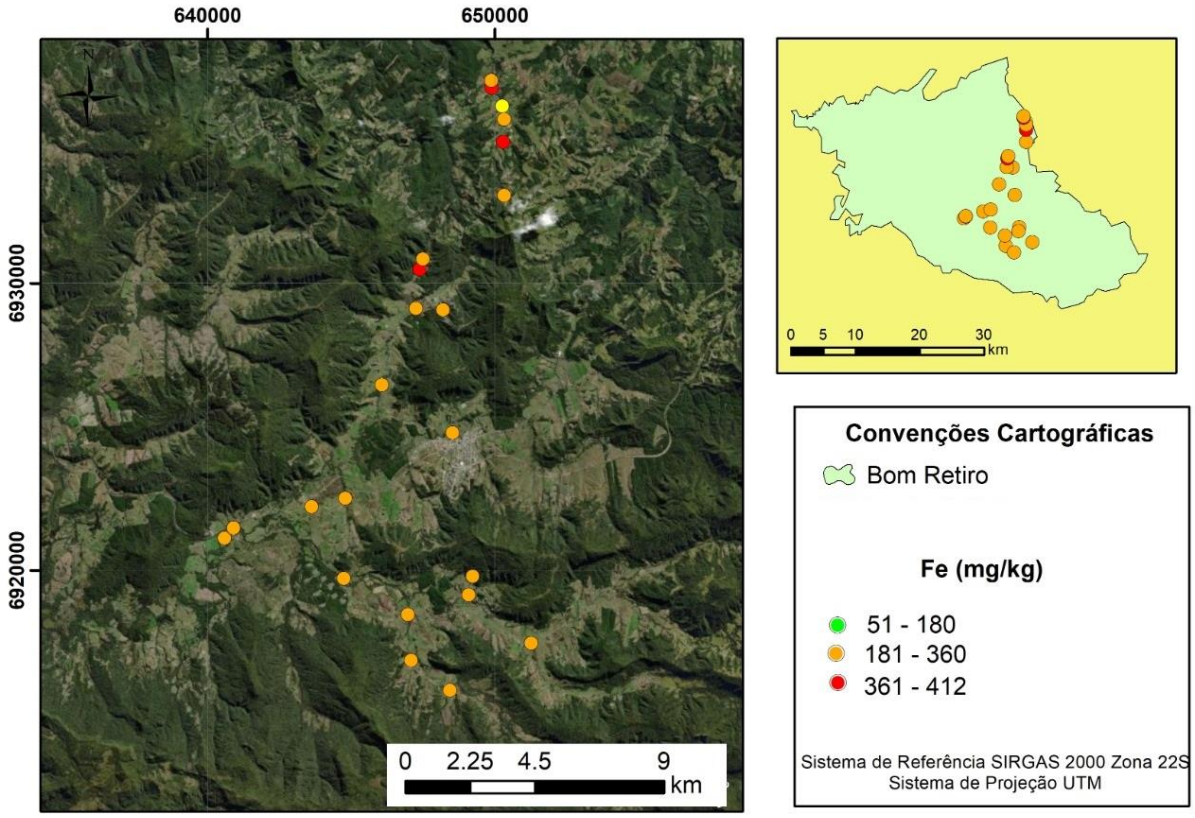
Em todos as amostras de sedimentos foram encontradas concentrações de ferro com limites entre 164,23 e 420,70 mg/kg (Figuras 34 e 35). O Brasil possui solos e sedimentos com altos teores de óxidos de ferro, os mais comuns são a hematita, característico de solos vermelhos, e a goethita que imprime a cor amarela. Os óxidos de ferro adsorvem metais pesados e fixam o fósforo no solo, deixando-o pouco disponível para as plantas. Além disso, os óxidos de ferro afetam a capacidade de troca catiônica dos solos, pois atuam como agentes cimentantes (EMBRAPA, 2019).

Figura 34 - Concentração de ferro nas amostras de sedimentos



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

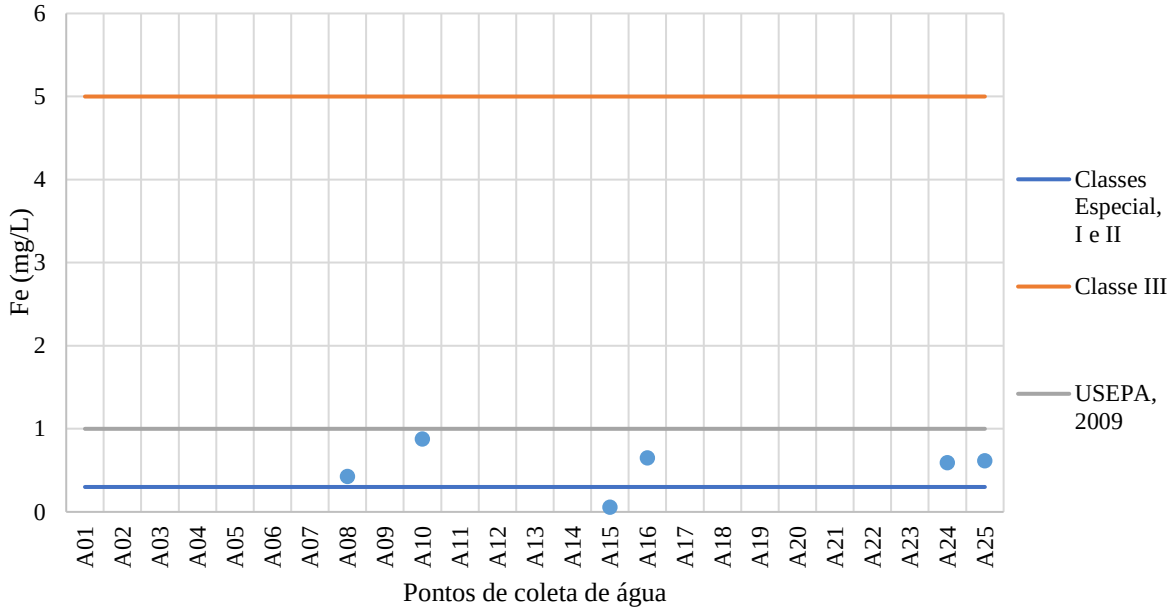
Figura 35 - Concentração de ferro nos pontos de coleta de sedimentos



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

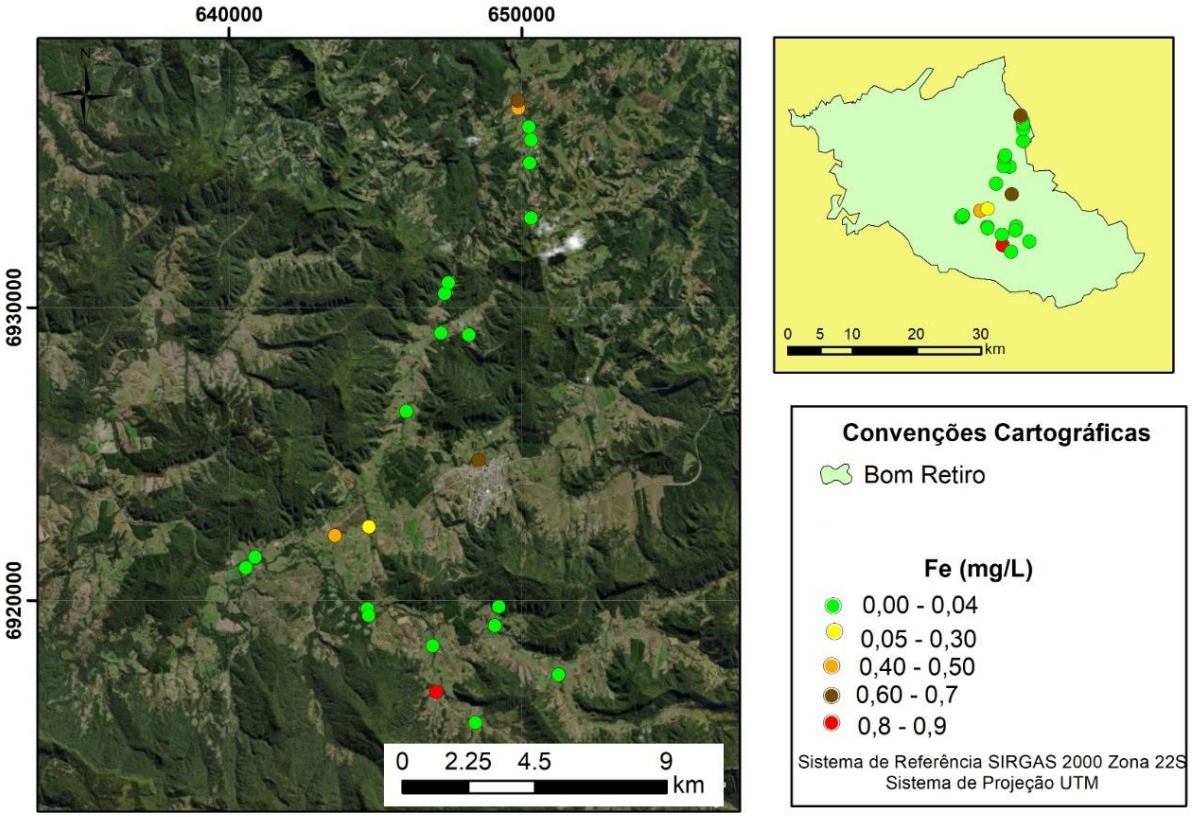
Das 25 amostras coletadas, seis amostras de água apresentaram concentrações de ferro. As concentrações oscilaram entre 0,057 e 0,880 mg/L, apresentando uma alta variação dos dados, devido aos diferentes tipos de solo, geologia local e atividades antrópicas. A amostra A15 com concentração de 0,057 mg/L é a única que apresenta teores de Fe abaixo do que é estabelecido pela resolução nº 357 do CONAMA (2005) para os corpos d'água de classe especial, I e II (0,300 mg/L). As amostras A08 (0,428 mg/L), A10 (0,880 mg/L), A16 (0,653 mg/L), A24 (0,595 mg/L) e A25 (0,617 mg/L) apresentaram concentrações de ferro entre 0,300 e 5 mg/L, portanto, são classificados como corpos hídricos de classe 3 (Figuras 36 e 37). Em nenhum ponto o ferro apresentou concentrações maiores que 1 mg/L, que é o nível máximo estabelecido pela USEPA (2009) para a manutenção da vida aquática.

Figura 36 - Concentração de ferro nas amostras de água analisadas



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Figura 37 - Concentração de ferro nos pontos de coleta de água



Mapa produzido no ArGis 10.4. Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

O intemperismo das rochas e do solo pode fazer com que o ferro seja encontrado na água, principalmente em períodos de altos índices pluviométricos. As reações químicas vão ocasionando transformações que desmancham o arranjo dos minerais. Um exemplo é o processo de oxidação que ocorre quando o ferro ferroso (Fe^{2+}) se combina com o oxigênio dissolvido na água para formar o ferro férrico (Fe^{3+}) dos óxidos e hidróxidos de ferro. Outro exemplo é o processo de redução, que é o inverso da oxidação (LEPSCH, 2016). É mais comum encontrar ferro nas águas superficiais nas estações chuvosas, por causa do carreamento do solo e erosão nas margens (CETESB, 2009; BATISTA, 2015). Destaca-se que no momento da coleta estava há sete dias sem precipitação.

Os pontos A08, A10 e A15 são áreas que têm interferência direta de atividades agropecuárias como a da bovinocultura. O ponto A08 é caracterizado por baixo fluxo hídrico e pouca vazão, o que favorece o aparecimento de ferro na água. Assim como os pontos A10 e A15 que possuem pouca ou nenhuma proteção por mata ciliar e o pisoteamento do solo pelo gado é visível, o que pode contribuir para o aparecimento de ferro na água. O acesso dos bovinos em fontes de água naturais ocasiona uma maior degradação do ambiente (MAPA, 2013).

No ponto A16, foi encontrado um suíno em decomposição dentro do corpo hídrico, embaixo de uma ponte, próximo ao local da coleta. Os pontos A16, A24 e A25 estão localizados em uma área com influência direta da criação de suínos e de cultivo de cebola e milho. O sul do Brasil, representa mais de 48% do rebanho suíno do país, porém a expansão desta atividade tem resultado no aumento da geração de dejetos e despejo de forma inadequada nos mananciais (ANGONESE et al., 2006; MAPA, 2013). Esses dejetos contêm diversos contaminantes e alguns metais podem se tornar tóxicos, contaminando até o lençol freático (CARDOSO, OYAMADA e SILVA, 2015).

O uso excessivo de fertilizantes e disposição inadequada de resíduos pode contribuir para o escoamento superficial com água contaminada com ferro e a ausência da mata ciliar contribui para que a água do escoamento superficial atinja o corpo hídrico (CARVALHO et al., 2017). O sulfato ferroso monohidratado ($FeSO_4.H_2O$), sulfato ferroso heptahidratado ($FeSO_4.7H_2O$) e o quelato de ferro ($C_{10}H_{12}N_2O_8FeNa_2$) são alguns fertilizantes que são utilizados na agricultura e podem contribuir para o aparecimento de ferro nos corpos d'água e nos sedimentos (ANVISA, 2019).

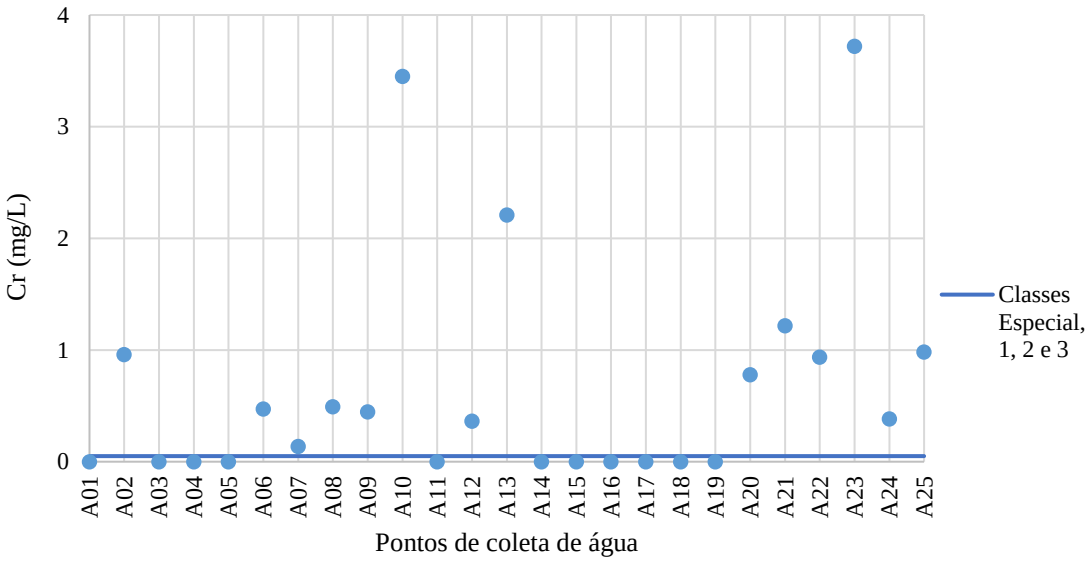
Na água, o ferro possibilita o surgimento de bactérias ferruginosas nocivas e interfere no sabor, turbidez e descoloração (PHADKE, 2014; BORTOLATTO, LENHARD e GENENA, 2017). Plantas com excesso de ferro, acumulam esse metal e apresentam amarelamento das folhas e escurecimento das raízes. Além disso, o ferro pode atrapalhar na absorção de outros

nutrientes como Ca, K, Mg, P e Zn (SIQUEIRA-SILVA, 2012). No corpo humano, os níveis de ferro devem ser rigidamente regulados, pois embora haja muitas doenças, como a anemia, vinculadas à deficiência de ferro, o excesso também é muito tóxico ao corpo (TORTORA, 2016; SARKAR, 2018).

3.3.2 Cromo

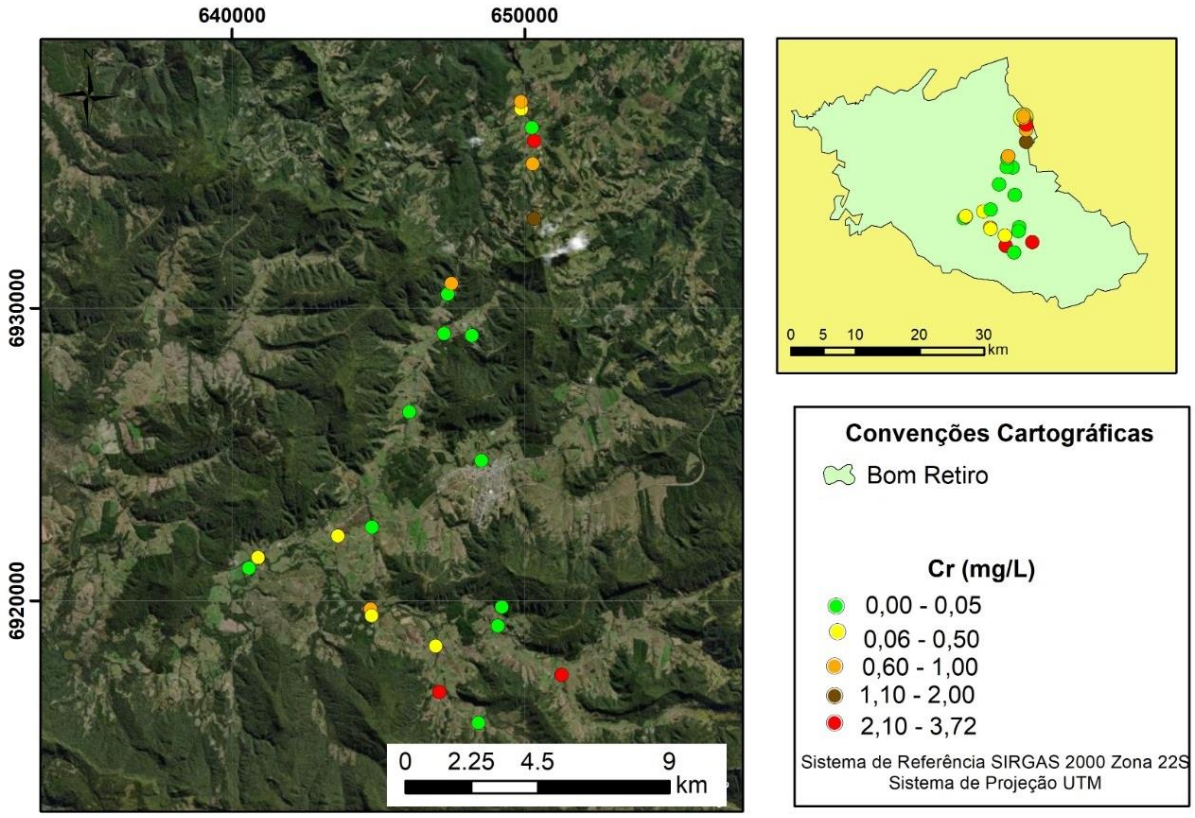
Quatorze amostras de água apresentaram concentrações de Cr acima do que é permitido pela resolução CONAMA n° 357/2005, que estabelece o limite máximo de 0,05 mg/L para as classes I, II e III (BRASIL, 2005). A concentração de Cr (VI) máxima permitida na água para consumo humano é de 0,050 mg L^{-1} e para disposição final na água de esgoto é de 0,10 mg L^{-1} (Figuras 38 e 39) (USEPA, 2012).

Figura 38 - Concentração de cromo total nas amostras de água analisadas



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

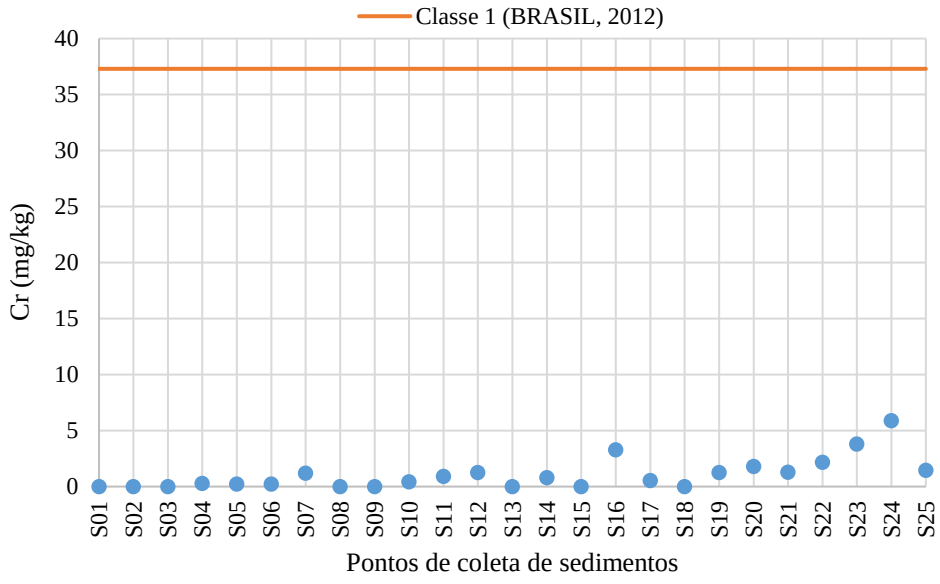
Figura 39 - Concentração de cromo nas amostras dos pontos de coleta de água



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

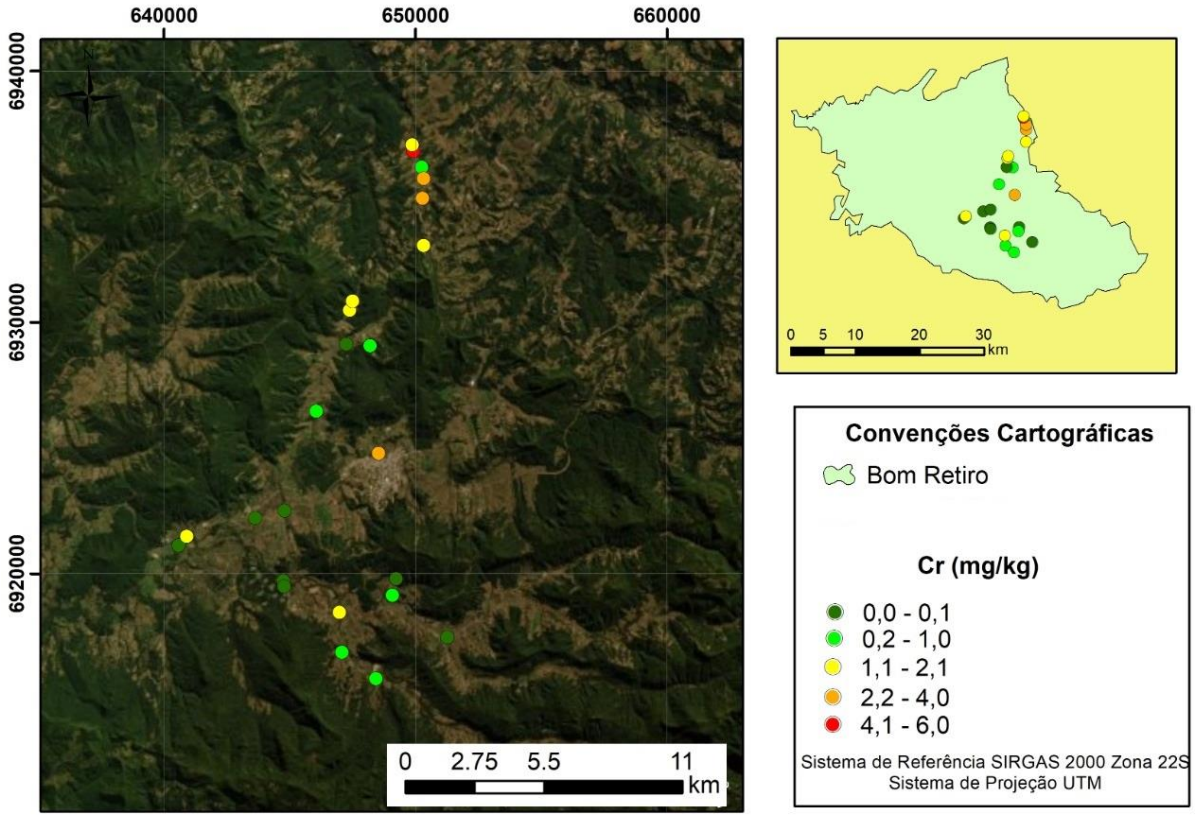
Já nos sedimentos, a concentração permitida é de até 37,3 mg/kg de cromo. Porém, apesar de dezessete amostras de sedimentos apresentarem concentrações de cromo, todas estão abaixo do limite estabelecido pela legislação (Figuras 40 e 41) (BRASIL, 2012).

Figura 40 - Concentração de cromo total nos sedimentos



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Figura 41 - Concentração de cromo nos pontos de coleta de sedimentos



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Baum (2018) e Lavnitcki (2018), encontraram altas concentrações de Cr nas águas subterrâneas dos cemitérios e do rio Ponte Grande, respectivamente, no município de Lages-SC. Além disso, estudos em aquíferos na Califórnia, no México, no Arizona, na Itália e na Austrália também encontraram concentrações elevadas de cromo (ROBERTSON, 1991; CAMACHO e ARMIENTA, 2000; FANTONI et al., 2002; GRAY, 2003; GONZALEZ, NDUNG e FLEGAL, 2005; IZBICKI et al., 2008).

O cromo se apresenta no ambiente em diferentes estados de oxidação e podem ser essenciais ou tóxicos aos seres vivos. Os compostos de Cr (II) são iônicos e redutores e se oxidam a Cr (III) quando expostos ao ar. Os compostos de Cr (III) são os mais estáveis e essenciais, encontrados naturalmente no ambiente. Os compostos de cromo (0) e cromo (VI) possuem facilidade de penetrar nas células, são geralmente produzidos por processos artificiais, através das indústrias de couro e nas ligas metálicas (CAMPOS, 2001; RUPPENTHAL, 2013; QUADRO et al., 2018). Os compostos de cromo (VI) são altamente tóxicos para as plantas e animais e carcinogênicos e mutagênicos para os humanos, irritam os olhos, a pele e as mucosas, sendo a dose letal de apenas algumas gramas (CHEN et al., 2018; CHOUDHARY AND PAUL, 2018; PANG et al., 2018; VINCENT, 2018).

Os solos presentes na área de estudo apresentam grande parte da CTC ocupada por cátions de Al^{3+}, o que impede que os metais fiquem adsorvidos e o risco de lixiviação e contaminação superficial das águas aumente. Cruz (2012) e Nascimento et al. (2015), constataram aumento na concentração de cromo na água, após o corpo hídrico atravessar o perímetro urbano.

Quando o Cr^{6+} é reduzido a Cr^{3+}, ele, que era fracamente adsorvido e relativamente móvel no solo, passa a ser pouco móvel, pois é fortemente adsorvido aos colóides do solo (MEURER, 2006). O cromo é dificilmente encontrado em águas naturais, a não ser que haja contaminação. As atividades mineradoras, agrícolas e industriais são a principal fonte de contaminação do cromo. O ponto A13 (Figura 38) é o local cuja amostra apresentou a terceira maior concentração de cromo. Neste ponto, observou-se a presença de rodas de automóveis, despejo de esgoto e resíduos sólidos metálicos dentro do corpo hídrico. Tal contexto corrobora para que aconteça a presença de cromo na água, visto que em atividades industriais, como soldagens, aço-cromo, pigmentos, vernizes e curtimento de peles são utilizados compostos de cromo. O cromo serve também para aumentar a resistência à corrosão e para dar um acabamento brilhante em aços especiais (RUPPENTHAL, 2013; RAVIKUMAR et al., 2015; DENG, QI e ZHANG, 2018).

A presença de metais em corpos d'água se deve à lixiviação, visto que todos os pontos que apresentaram concentrações acima do que está estabelecido na legislação sofrem influência da lixiviação dos insumos agrícolas (BRASIL, 2005; BIGALKE, 2017). Os pontos A10 e A23 apresentam as maiores concentrações de cromo, 3,45 e 3,72 mg/L, respectivamente. Nessas áreas foi possível observar a ausência de mata ciliar e a presença das culturas do tomate (A10), da cebola (A23) e do milho. Como a coleta das amostras foi realizada em dezembro, período de pleno desenvolvimento do estágio vegetativo das referidas culturas, e alguns produtos químicos como o Dithane (Mancozebe), Glifosato, Roundup (Glifosato) e Confidor (Imidacloprido e Beta-Ciflutrina) são utilizados para combater pragas e doenças. Todos estes produtos apresentam cromo em sua composição química (CAMPOS, 2001). Outro produto utilizado é a calda sufocálcica, cuja base do mesmo é o enxofre que é matéria-prima de muitos outros agroquímicos. O enxofre é absorvido pelos vegetais na forma de sulfato (SO_4^{-2}) e em análise dos metais presentes nesse enxofre usado para a preparação da calda, Campos (2001) encontrou concentrações de 2,82 mg/kg de cromo.

Os fertilizantes fosfatados são a principal fonte de metais, principalmente de Cd, Cr e Pb (BIGALKE et al., 2017; SALMAN et. al, 2017). A rocha fosfática de onde é extraída esse mineral, é constituída principalmente de apatita e sua fórmula estrutural é $Me_{10}(XO_4)_8Y_2$ onde

Me pode ser Ca, Pb, Zn, Na, Sr ou Cd; X pode ser P, As, V, S, C ou Si e Y pode ser F, OH, Cl ou Br (HARBEN e BATES, 1990).

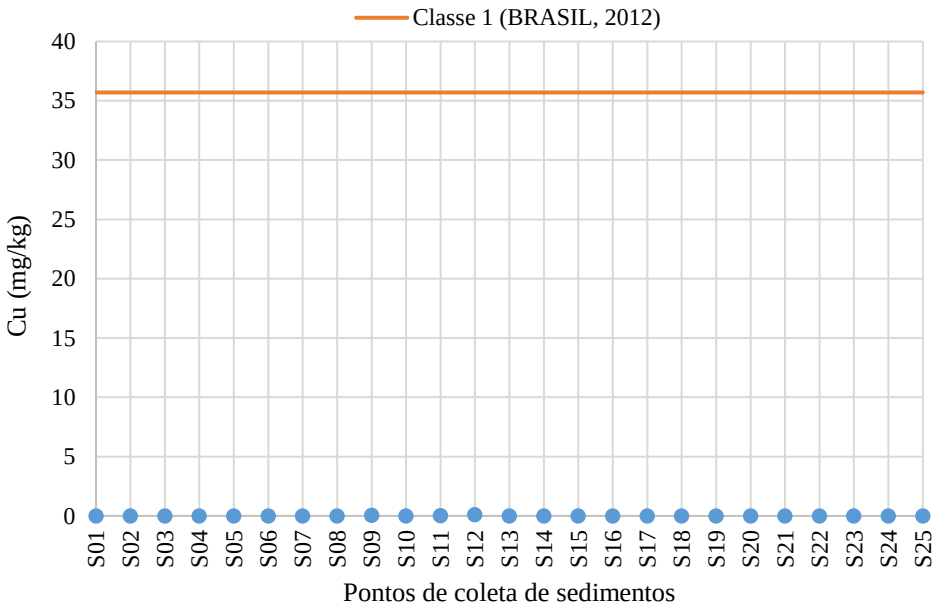
Pelo menos dezesseis nutrientes são essenciais ao desenvolvimento das plantas. A eficiência agrícola depende da ação de fertilizantes fosfatados e o consumo de adubos sintéticos para suprir essa necessidade vegetal se torna economicamente viável (CAMPOS, 2001). O calcário (carbonato de cálcio ($CaCO_3$)) é um insumo agrícola muito utilizado para o corrigir o pH do solo. Campos (2001) analisou a composição química de calcário dolomítico, muito utilizado na agricultura brasileira e encontrou 3,85 mg/kg de cromo. Além disso, ele analisou também os fertilizantes sintéticos e encontrou altas concentrações de cromo, como por exemplo o Can-Fal com concentração de 16,57 ppm, o Plant-Fal com 5,32 ppm, o NPK apresentou 508,32 ppm de cromo e o Yoorin Master 979 ppm.

Os compostos de cromo podem causar efeitos cutâneos, com irritação no dorso da mão e nos dedos, podendo causar úlceras; nasais, com irritação e inflamação; pulmonares, com irritação bronquial e alteração da função respiratória; gastrointestinais, através da formação de úlceras; renais e carcinogênicos (BOETCHER, 2008). A principal forma de absorção do cromo é por meio dos pulmões, mas pode acontecer também através da pele, de onde é levado por meio do sangue a vários órgãos do corpo, onde se concentram principalmente nos rins, fígado, baço e pulmão (RUPPENTHAL, 2013).

3.3.3 Cobre

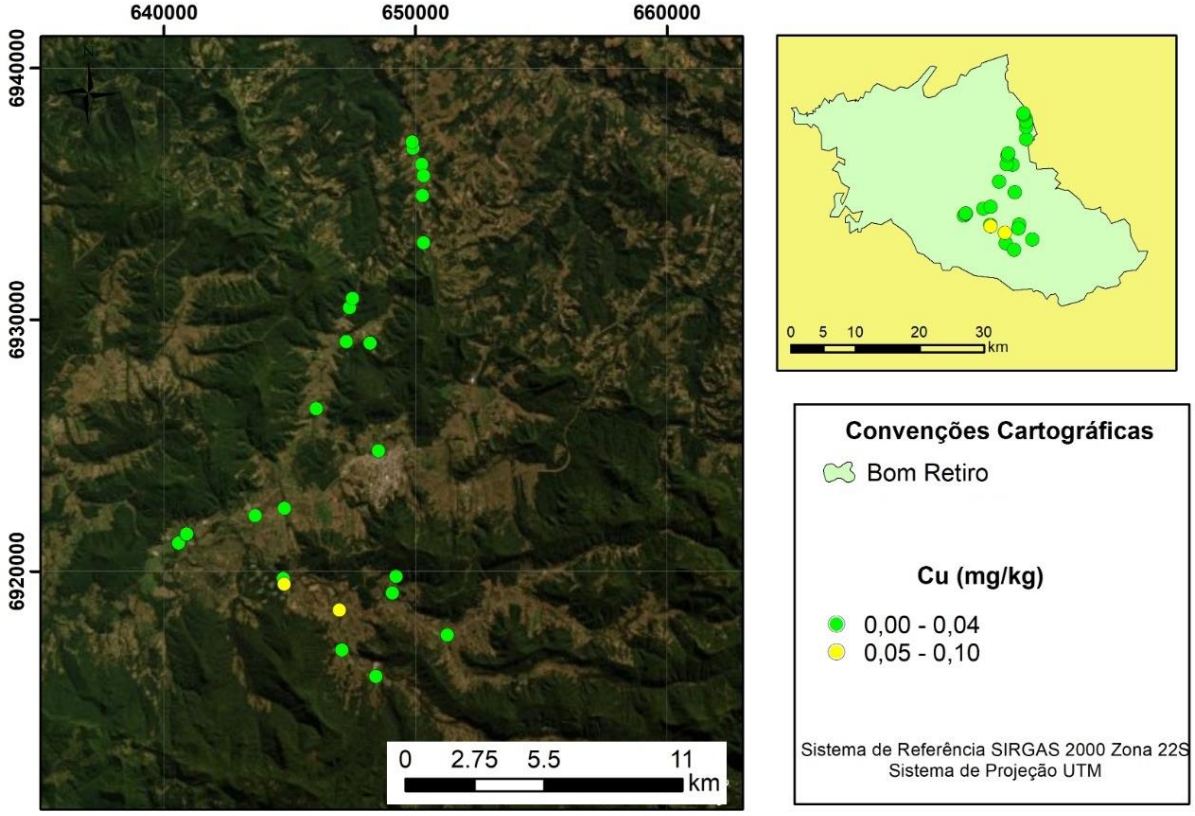
O cobre não foi detectado em nenhuma das amostras de água. Nos sedimentos as concentrações estão abaixo de 35,7 mg/kg, limite máximo de concentração estabelecido para os sedimentos de classe 1 de qualidade ótima (CETESB, 2010; BRASIL, 2012). Em apenas três amostras de sedimentos: na S09 com concentração de 0,059 mg/kg, a S11 0,031 mg/kg e S12 0,098 mg/kg (Figuras 42 e 43).

Figura 42 - Concentração de cobre nas amostras de sedimentos



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Figura 43 - Concentração de cobre nos pontos de coleta de sedimentos



Mapa produzido no ArGis 10.4. Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Na agricultura são utilizados muitos produtos que contém cobre com diversos propósitos. O míldio da videira é controlado por meio da aplicação do fungicida Bordeaux,

composta por $CuSO_4$ e $Ca(OH)_2$, este composto é aplicado também em outras culturas como nas batatas (GISI et al., 2009). O $CuSO_4$ é também usado em pedilúvios para prevenir e curar a dermatite digital em ovelhas, prática proibida na União Europeia (THOMSEN et al., 2008). Tintas à base de cobre são utilizadas para prevenir o crescimento de microrganismos marinhos em redes na aquicultura (BURRIDGE et al., 2010).

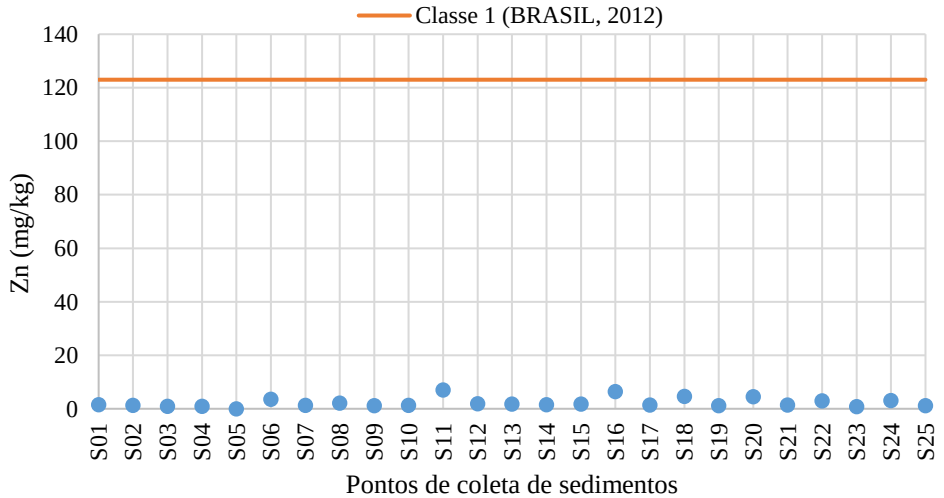
O excesso de cobre no corpo humano pode provocar hepatite e distúrbios neurológicos e psiquiátricos (VASCONCELOS, 2012). Mas ele é um elemento essencial, pois auxilia na fixação do ferro na hemoglobina do sangue (KRAVCHENKO-DOVGA, 2018).

3.3.4 Zinco

O zinco é outro metal essencial e compete com o cádmio, um metal tóxico para a saúde humana (CAKMAK et al., 2009). Níveis adequados de zinco, impedem a absorção de cádmio. Nas plantas, o zinco pode auxiliar no aumento da biossíntese de clorofila e carotenoides, fazendo com que o aparato fotossintético da planta se torne mais eficaz (ARAVIND e PRASAD, 2004). A deficiência de zinco é o fator limitante mais comum nas diversas culturas do mundo (ALLOWAY, GRAHAM e STACEY, 2008). Novas tecnologias vêm surgindo para evitar o uso excessivo de fertilizantes e tornar a absorção pelas plantas mais eficaz, evitando a perda de nutrientes e a lixiviação (SINGH et al., 2018).

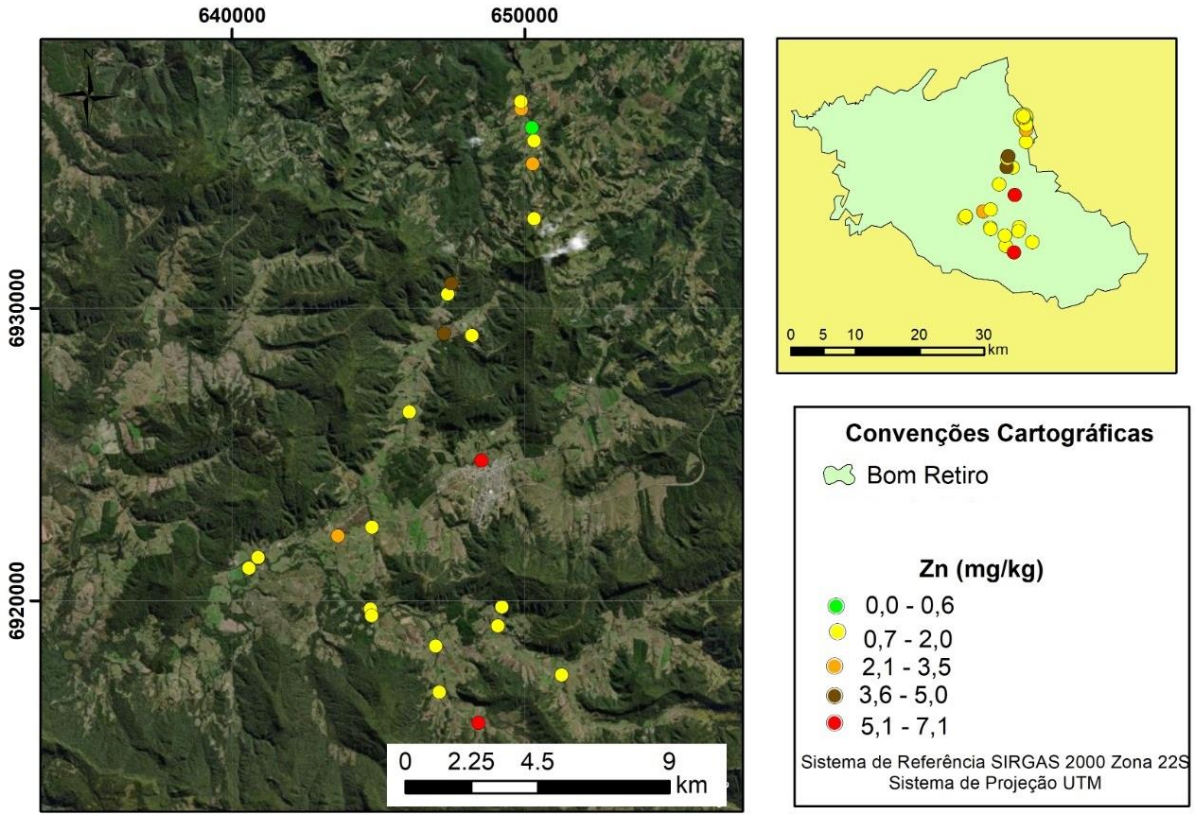
O único ponto (S05) de análise de sedimentos que não apresenta concentrações de zinco é um ponto de controle que está localizado em uma área bem preservada, com mata ciliar e pouca interferência antrópica. Apesar de o zinco estar em presente em concentrações baixas nos sedimentos, não há detecção deste metal na água. As concentrações de zinco encontradas oscilaram entre 0,786 e 7,091 mg/kg (Figuras 44 e 45).

Figura 44 - Concentração de zinco nas amostras de sedimentos



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Figura 45 - Concentração de zinco nos pontos de coleta de sedimentos



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

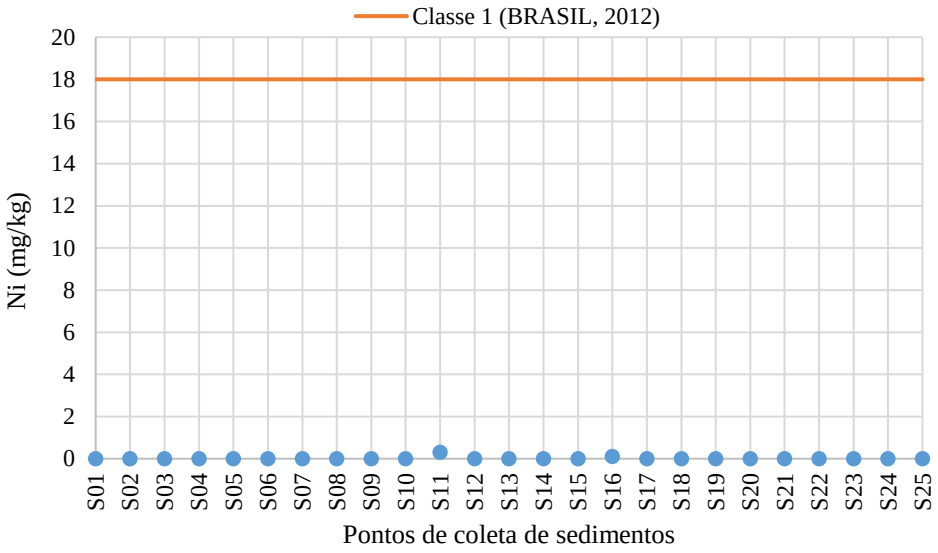
Os pontos com maiores concentrações de zinco estão associados com a presença da pecuária bovina e suína. Todos os pontos (Figura 44) apresentaram concentração abaixo do limite de 123 mg/kg, que é definido pela resolução CONAMA nº 454/2012 (BRASIL, 2012) para sedimentos de classe 1 e pela CETESB (2010) para sedimentos considerados de ótima qualidade. Medardus et al. (2014) realizaram um estudo e observaram que a concentração de zinco e cobre nas fezes suínas é maior que nas rações. Em ambientes próximos a áreas de piscicultura, também foram encontradas altas concentrações de zinco e cobre (BURRIDGE et al., 2010). Muitos estudos vêm sendo desenvolvidos, com o objetivo de substituir o zinco inorgânico pelo orgânico na ração animal para ser melhor absorvido pelos indivíduos (JAHANIAN e RASOULI, 2015).

3.3.5 Níquel

O níquel é um elemento presente naturalmente na superfície terrestre (EFSA, 2015). É considerado essencial para as plantas e alguns animais. Está presente na enzima uréase, que atua na hidrólise da ureia e é importante para o metabolismo do nitrogênio (JASMIM et. al, 2002). Apenas as amostras dos sedimentos S11 (0,303 mg/kg) e S16 (0,101 mg/kg)

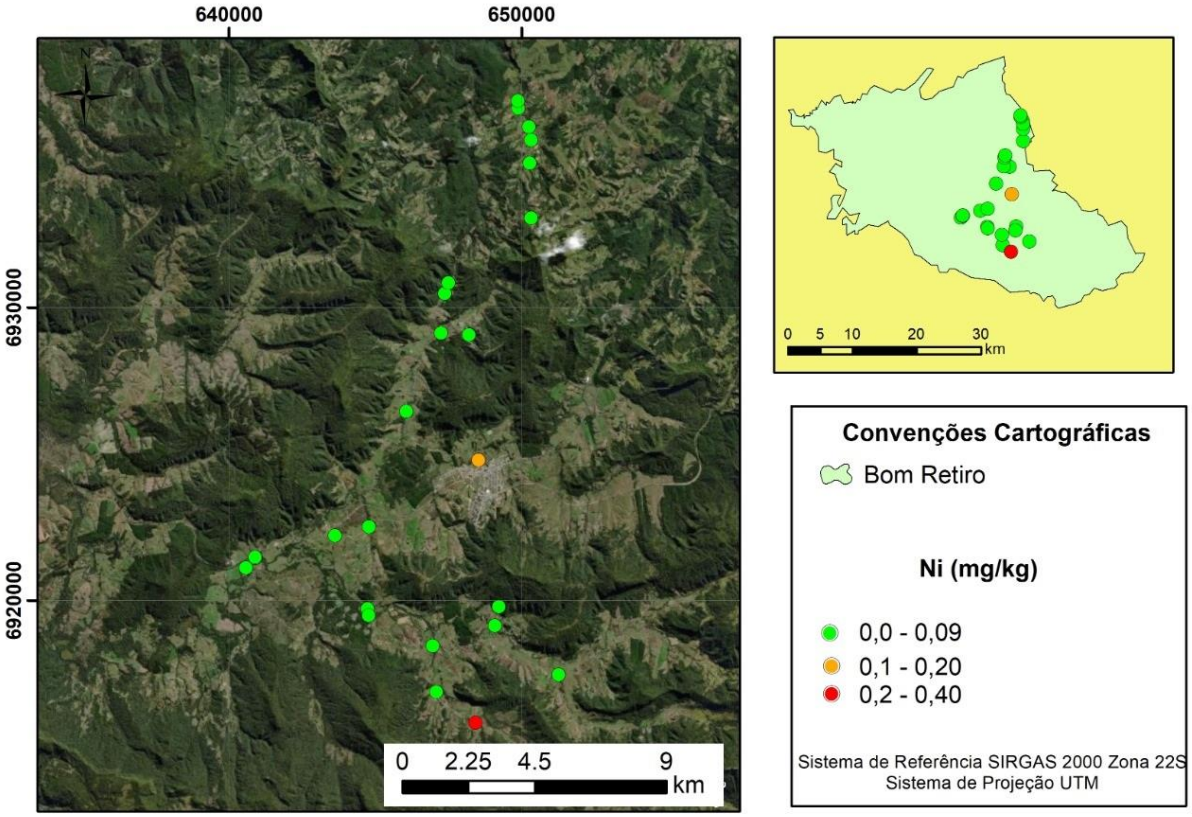
apresentaram concentrações de Ni (Figuras 46 e 47). Não é vital para as funções humanas, mas alguns compostos de níquel foram classificados como agentes carcinogênicos (VENTURA, 2016; IARC, 2018).

Figura 46 - Concentração de níquel nas amostras de sedimentos



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Figura 47 - Concentração de níquel nos pontos de coleta de sedimentos



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

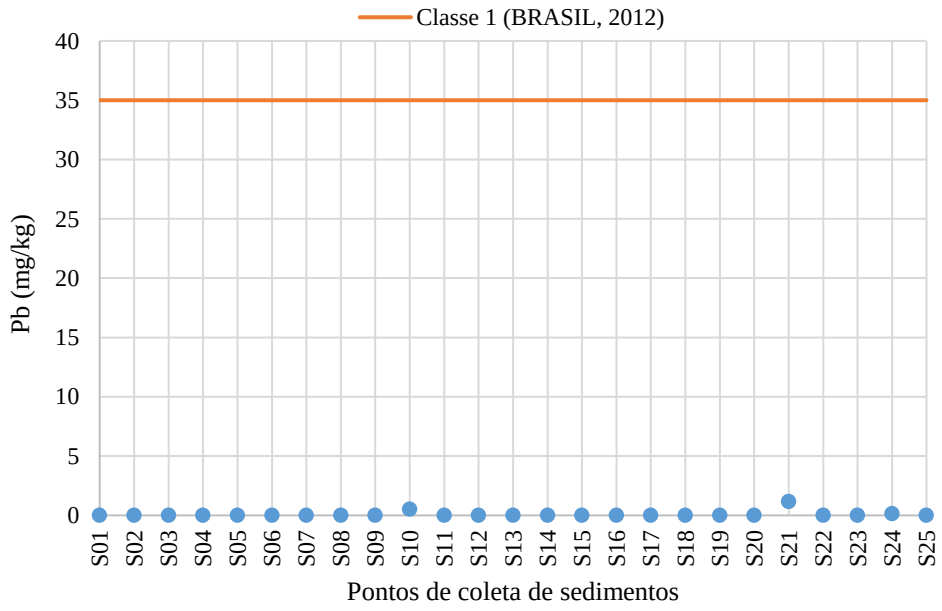
A Agência Internacional de Pesquisa sobre o Câncer classificou os compostos de níquel como carcinogênicos para humanos (Grupo 1), enquanto o Ni-metal é classificado como Grupo 2B, possivelmente carcinogênico (IARC, 1990; IARC, 2012). Inspiração, alimentos e água são as principais fontes de exposição de níquel para a população (GANGULY, 2015).

3.3.6 Chumbo

O chumbo é encontrado em baixas concentrações em rochas calcárias e ultramáficas, e em altas concentrações nas rochas ígneas ácidas e sedimentos argilosos. Está presente naturalmente na rocha-mãe e solos com baixa drenagem possuem capacidade de reter maiores concentrações de metais pesados (FAQUIN, 2005). O chumbo está presente nos aditivos de combustíveis, água potável, efluentes, suplemento de cálcio, pesticidas e fertilizantes (GEBLER, 2007).

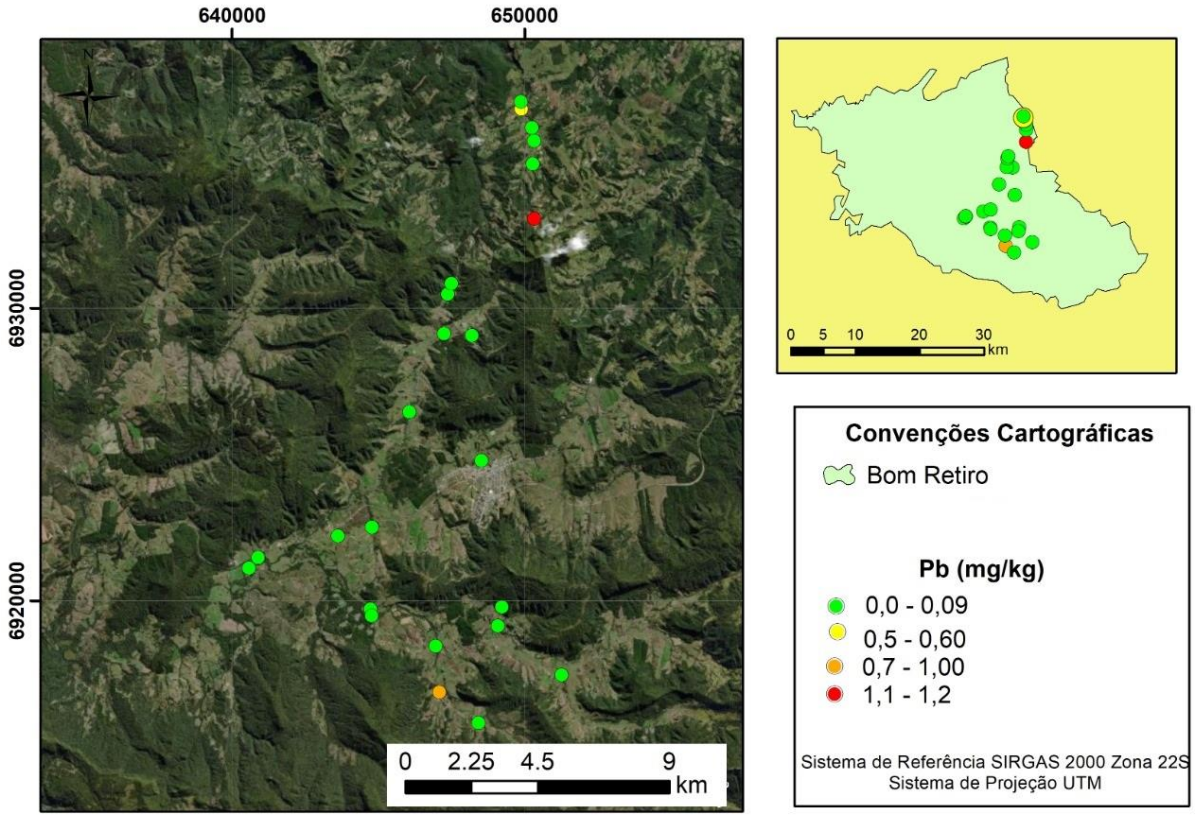
Três amostras de sedimentos apresentaram concentrações de chumbo detectáveis pelo aparelho, a S10 com 0,530 mg/kg, S21 com 1,181 mg/kg e a S24 0,151 mg/kg. Conforme as Figuras 48 e 49, as concentrações detectadas estão muito abaixo do estabelecido pela resolução CONAMA nº 454 para sedimentos de classe 1, que é de 35 mg/kg (BRASIL, 2012).

Figura 48 - Concentrações de chumbo nas amostras de sedimentos



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Figura 49 - Concentração de chumbo nos pontos de coleta de sedimentos



Mapa produzido no ArGis 10.4. Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

O chumbo é um metal que não apresenta efeitos benéficos nutricionais conhecidos para os animais, por isso fica difícil estabelecer limites permitidos para um metal não essencial. Atualmente, é considerado o maior metal poluente ambiental, a contaminação ocorre, na maioria das vezes, por causa da manutenção indevida (XAVIER, 2010). Os metais tóxicos podem ser prejudiciais à saúde humana mesmo em baixas concentrações, podendo se acumular nos tecidos. O chumbo pode causar distúrbios metabólicos, problemas cardiovasculares, neurológicos e gastrointestinais, que dependem do nível de exposição (FLORA, 2012; SINGH, 2011).

3.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

As Tabelas 22 a 24 apresentam as matrizes de correlações entre as variáveis pesquisadas nas águas e sedimentos.

Tabela 22 - Matriz de correlação entre as variáveis relativas às amostras de água.

	pH	ORP	CE	STD	Sal.	OD	Temp.	Cr	Fe
pH	1,00								
ORP	-0,09	1,00							
CE	-0,42	0,05	1,00						
STD	-0,41	0,07	1,00	1,00					
Sal.	-0,40	0,11	0,99	1,00	1,00				
OD	-0,04	0,34	0,59	0,59	0,61	1,00			
Temp.	0,23	-0,11	-0,20	-0,19	-0,19	-0,26	1,00		
Cr	0,13	-0,10	-0,03	-0,03	-0,02	0,19	-0,16	1,00	
Fe	-0,05	-0,17	0,08	0,08	0,07	0,22	0,05	0,30	1,00

Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Tabela 23 - Matriz de correlação entre as variáveis relativas aos sedimentos analisadas.

	pH	Cu	Cr	Fe	Ni	Pb	Zn
pH	1,00						
Cu	0,99	1,00					
Cr	-0,34	1,00	1,00				
Fe	0,39	0,14	0,28	1,00			
Ni	*	*	-1,00	1,00	1,00		
Pb	0,54	*	-0,68	-1,00	*	1,00	
Zn	0,08	-0,73	0,19	-0,04	1,00	-0,74	1,00

* Não foi possível estabelecer os valores por meio de cálculos matemáticos.

Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Tabela 24 - Matriz de correlação entre as variáveis relativas das amostras de água e sedimentos analisadas.

	pH água	pH sed	Cr água	Cr sed	Fe água	Fe sed
pH água	1,00					
pH sed	0,50	1,00				
Cr água	0,02	0,00	1,00			
Cr sed	0,23	-0,34	0,04	1,00		
Fe água	0,28	-0,22	0,91	-0,71	1,00	
Fe sed	0,63	0,39	0,05	0,28	0,22	1,00

* Não foi possível estabelecer os valores por meio de cálculos matemáticos.

Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Muitas reações que ocorrem na natureza envolvem elétrons e prótons e são influenciadas pelo pH e ORP. Dependendo destas duas variáveis, o ferro e outros metais podem alterar sua

mobilidade e até a toxicidade no ambiente (JARDIM, 2014). O ORP e o pH interferem nos processos de especiação química (VASCONCELLOS, 2015). Muitas reações podem ser controladas por meio do pH e ORP, pois diversas substâncias, como os metais, podem ter sua toxicidade e mobilidade alteradas por causa deles, principalmente em sistemas aquáticos naturais que se tem seu equilíbrio termodinâmico alterado constantemente (JARDIM, 2014).

Os esgotos sanitários descartados nos rios colaboram para um aumento no pH e diminuição do ORP (BOLMANN, 2003). Em nenhum ponto de coleta observou-se o despejo de esgoto diretamente no corpo hídrico.

Os parâmetros CE, STD e salinidade são mensurados a partir dos sais minerais dissolvidos na água e são os que possuem correlação mais forte. A presença de sais e sólidos dissolvidos aumenta a capacidade de condutividade elétrica, como foi possível observar nos resultados (LOPES, 2016). CE, STD, salinidade e OD são os parâmetros que possuem maior correlação com todos os outros. A correlação do OD foi positiva em diversos parâmetros. Em relação ao ORP, o OD é um agente oxidante e o seu aumento proporciona uma maior oxidação e troca de elétrons, aumentando o ORP. A correlação mais significante do Fe foi com o oxigênio dissolvido, principal agente oxidante do ambiente aquático (GARCÍA-FERNÁNDEZ et al., 2015). Vale ressaltar a ligação entre ORP e OD, pois o OD é um agente oxidante, remove os elétrons de outra substância e os adquire, ou seja, o agente oxidante é reduzido e o agente redutor é oxidado no processo (VASCONCELLOS, 2015).

O único ponto que apresenta pH abaixo de 6, é o que não foi possível evidenciar presença de zinco na água. Na faixa de pH de 4 a 5, o Al fica mais solúvel e desloca o equilíbrio da reação do Zn para a solução (MACHADO e PAVAN, 1987).

O período de coleta das amostras de água e sedimentos se caracterizou por uma época de intensa atividade agrícola, próxima a colheita de cebola e início do plantio de milho, com intensa utilização de agrotóxicos e fertilizantes. Os contaminantes inorgânicos presentes no solo podem ser carreados e afetar as águas superficiais e subterrâneas. A água pode ser o principal transportador de substâncias que se dissolvem nela. A biodisponibilidade e mobilidade dos metais depende do pH, temperatura, potencial redox, CTC, competição com outros metais, ligações aniônicas e a força iônica da solução do solo (PEDROTTI e MELLO, 2012). A sorção é um processo muito importante para a destinação dos poluentes nos sedimentos e na água, pois o soluto adere às superfícies das partículas dos solos (OLIVEIRA et al., 2010).

A toxicidade dos metais é controlada por propriedades físicas e químicas. A distribuição dos metais no solo sofre influência da mineralogia, textura, classificação e pH (ZHANG e ZHENG, 2007). Alguns estudos demonstraram o aumento da mobilidade de metais devido a

baixa do pH (HU, 2006). Essa mobilidade pode depender do tempo de contato (PLASSARD, 2000). No verão, o pH é mais ácido e isso favorece a mobilidade do Cr e o seu aumento na coluna d'água (RIEUWERTS et al., 2006).

No solo, a maior parte do cromo é trivalente. Em meios ácidos, os compostos são muito estáveis. O fósforo e matéria orgânica contribuem para a redução da mobilidade de cromo. A adsorção de Cr (VI) em óxidos de ferro e alumínio ocorre em pH ácido ou neutro. Já o Cr (III) pode ser adsorvido em argilas com pH abaixo de 4. Acima de 5, a imobilidade do cromo ocorre devido a formação de $Cr(OH)_3$ e entre o pH 4 e 5 ocorre adsorção e precipitação (CAMPOS, 2001).

As reações geoquímicas que ocorrem com a passagem do cromo dos sólidos para a água envolvem a dissolução de minerais contendo Cr^{3+}, podendo ser seguida de uma reação redox, onde ocorre a oxidação do Cr^{3+} para o Cr^{6+}, normalmente relacionada com a presença de manganês na água. Ambientes de pH elevados fazem com que ocorra a dessorção e mobilização do Cr^{6+} para a água (BERTOLO, MARCOLAN e BOUROTTE, 2009).

O estado de valência dominante (especiação) está relacionado com a concentração e mobilidade do cromo nas águas e estes são controlados principalmente pelo pH e ORP. Em ambientes com pH ácido, aparecem as espécies de Cr^{3+}, como cátions Cr^{3+}, $CrOH^{2+}$, $Cr(OH)_2^{+}$, $Cr(OH)_3^{0}$ e ânions $Cr(OH)_4^{-}$. Em pH alcalino, as espécies de Cr^{6+} normalmente são os $HCrO_4^{-}$ e CrO_4^{2-}. Por ser mais solúvel, minerais de Cr^{6+} são mais raros na natureza (RICHARD e BOURG, 1991).

Foi possível observar uma correlação muito alta (0,91) entre o ferro e o cromo na água. O Cr (VI) se reduz a Cr (III) na presença de ferro (II) (CAMPOS, 2001). O pH da água e pH dos sedimentos também estão relacionados. O Cr^{3+} é comumente encontrado em águas nas formas de cromita ($FeCr_2O_4$), o hidróxido de ferro-cromo amorfo ($[Fe_{1-x,}Cr_x\ ](OH)_3$) e o hidróxido de cromo ($Cr(OH)_3$) que se forma a partir de soluções livres de ferro (RICHARD e BOURG, 1991). Além disso, alguns minerais são portadores de cromo, como o diopsídio ($CaMgSi_2O_6$), cromita ($FeCr_2O_4$), manganocromita ($(Mn,Fe)(Cr,V)_2O_4$), hematita (Fe_2O_3), ilmenita ($FeTiO_3$), rutilo (TiO_2) e as capas de argilominerais com hidróxidos de ferro (ALMODOVAR, 2000).

O cromo tem baixa afinidade por O_2, por isso forma um grande número de complexos com ligantes orgânicos e inorgânicos (LOSI; AMRHEIN; FRANKERBERGER JR., 1994). Em pH maior que 9, o oxigênio dissolvido pode oxidar lentamente o Cr^{3+} (RICHARD e BOURG, 1991). Em pH mais baixo, algumas reações como a oxidação da matéria orgânica, oxidação do ferro ferroso e nitrificação ocasionam a redução do Cr^{6+} para Cr^{3+} (CHARLET e MANCEAU,

1992). A adsorção também controla a mobilidade do cromo. O Cr^{3+} se adsorve em argilominerais com o aumento do pH da água. Já o Cr^{6+} é preferencialmente retido nos hidróxidos de ferro e alumínio (aniônicos) e o pH alcalino eleva a sua mobilidade e sua capacidade de dessorção (RAI, EARY e ZACHARA, 1989). Em solos ácidos, os óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio influenciam muito na adsorção do fósforo. Em solos agrícolas, os teores de fósforo são superiores ao de arsênio (CAMPOS, 2001).

Como não foram encontradas concentrações significativas de Cr e Fe nos sedimentos e no solo, deduz-se que sua origem não são as rochas e sim das atividades agrícolas, devido ao uso de agrotóxicos e fertilizantes. A agricultura contemporânea não tem como fonte de contaminação ambiental apenas o uso dos agrotóxicos, mas também por meio da adubação sintética. Muitos metais são encontrados nos agroquímicos (CAMPOS, 2001).

4 CONCLUSÃO

A área de estudo está inserida em uma região com intensa atividade agropecuária. Na análise dos sedimentos, nenhum ponto apresentou concentrações de Cd, dois continham Ni, três Pb, três Cu, dezessete Cr, vinte e quatro tinham Zn e todos continham Fe, provavelmente devido a composição das rochas e dos solos. Como nenhum ponto de coleta de sedimentos apresentou concentrações acima do que está disposto na legislação, possivelmente os metais utilizados na agricultura lixiviam para o corpo hídrico, por onde podem espalhar contaminação pelo ambiente.

A análise físico-química da água permitiu observar que apenas um ponto de coleta está com o pH abaixo do que é estabelecido na legislação, na qual também foi a única amostra onde não se encontrou concentrações de Zn. Para os parâmetros ORP, OD, temperatura, CE, STD e salinidade, todos se enquadraram de acordo com a legislação ambiental brasileira. Para os metais, em nenhuma amostra de água foi encontrado os metais Cd, Cu, Ni, Pb e Zn, mas seis apresentaram Fe e quatorze Cr. Também foi possível estabelecer uma alta correlação entre a presença desses metais.

O período de coleta se caracterizou pelo intenso uso de agroquímicos, devido à época de utilização destes nas culturas. Os pontos de amostras de água protegidos próximos às nascentes (A01, A03, A04 e A05) não apresentaram concentração de metais, o que pode mostrar que o uso de alguns agrotóxicos e fertilizantes fosfatados pode contribuir para o aumento da concentração de metais essenciais que podem se tornar tóxicos no corpo hídrico, como o cromo

e o ferro. A declividade dos terrenos onde acontece o cultivo agrícola pode contribuir para a lixiviação dos metais.

A agricultura gera impactos ao meio, que podem ser mitigados por meio de um maior controle dos produtos utilizados. Portanto, se faz necessário mais estudos na área rural de Bom Retiro-SC para realizar a especiação química e entender o tipo de cromo que está presente na região, pois pode representar um risco à saúde da população.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 9.898**: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro: ABNT, 1987.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Norma Brasileira nº 15.492**, Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental - Procedimento, NBR 15492, 2007.

ADAMU, C. I.; NGANJE, T. N.; EDET, A. Heavy metal contamination and health risk assessment associated with abandoned barite mines in Cross River State, southeastern Nigeria. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v. 3, p. 10-21, 2015.

ALEXANDRE, J. R.; OLIVEIRA, M. L.; SANTOS, T. D.; CANTON, G. C.; CONCEIÇÃO, J. D.; EUTRÓPIO, F. J.; RAMOS, A. C. Zinco e ferro: de micronutrientes a contaminantes do solo. **Natureza on line**, v. 10, n. 1, p. 23-28, 2012.

ALLOWAY, B. J.; GRAHAM, R.; STACEY, S. Micronutrient deficiencies in Australian field crops: In Micronutrient deficiencies in global crop production. **Springer Netherlands**, p. 63–92, 2008.

ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils.** New York, John Wiley, 2010.

ALMODOVAR, M. L. N. **A origem natural da poluição por cromo no Aquífero Adamantina, município de Urânia SP**. 2000. 199 f. Tese (Doutorado) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

ALVES, W.S.; SANTOS, L.N.S.; MEDEIROS, V.S.; AQUINO, D.S.; MORAIS, W.A.; SALEH, B.B. & MOURA, D.M.B. Avaliação da qualidade da água e estado trófico do ribeirão das abóboras, em Rio Verde–GO, Brasil. **Geociências (São Paulo),** v. 36, n. 1, p. 13-29, 2017.

AMORIM, D.G.; CAVALCANTE, P. R. S.; SOARES, L. S.; AMORIM, P. E. C. **Enquadramento e avaliação do índice de qualidade da água dos igarapés Rabo de Porco e Precuá, localizados na área da Refinaria Premium I, município de Bacabeira (MA).** Eng Sanit Ambient, v.22, n.2, p. 251-259, 2017.

ANGONESE, A. R. et. al. Eficiência energética de sistemas de produção de suínos com tratamento dos resíduos em biodigestor**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.10, n.3, p.745–750, 2006.

ANVISA (AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA), 2019. **Regularização de Produtos – Agrotóxicos.** Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/registros-e-autorizacoes/agrotoxicos/produtos/monografia-de-agrotoxicos/autorizadas>. Acesso em 10 abr. 2018.

AO, T.; PIERCE, J. The replacement of inorganic mineral salts with mineral proteinates in poultry diets. **World Poult. Sci. J.,** v. 69, p. 5-16, 2013.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: APHA, 2012.

ARAÚJO, A.; LIMA, J.; JACOB, S.; SOARES, M; MONTEIRO, M; AMARAL, A.; KUBOTA, A.; MEYER, A.; CONSENZA, C.; NEVES, C; MARKOWITZ, S. **Exposição múltipla a agrotóxicos e efeitos à saúde: estudo transversal em amostra de 102 trabalhadores rurais.** Nova Friburgo, RJ. Ciência e Saúde Coletiva. Rio de Janeiro, 12: 115-130, 2007.

ARAVIND, P.; PRASAD, M. N. V. Zinc protects chloroplasts and associated photochemical functions in cadmium exposed Ceratophyllum demersum L., a fresh water macrophyte. **Plant Sci**, v. 166, p. 1321–1327, 2004.

AVILA, C.; BAYONA, J. P.; GARCIA, J.; CONTRERAS, C. R. Emerging organic contaminant removal depending on primary treatment and operational strategy in horizontal subsurface flow constructed wetlands: Influence of redox. **Water Research**, v. 47, p. 18, 2013.

BASSO, Luís Alberto; MOREIRA, Luiza Gehrke Ryff; PIZZATO, Fernanda. A influência da precipitação na concentração e carga de sólidos em cursos d‟água urbanos: o caso do arroio Dilúvio, Porto Alegre-RS. **Geosul**, v. 26, n. 52, p. 145-163, 2011.

BATISTA, M. A. R. S. **Avaliação da qualidade da água e sedimento de microbacias utilizadas para abastecimento público da região metropolitana de Goiânia.** 2015. 81f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2015.

BAUM, C. A. **Impactos ambientais no solo e na água subterrânea ocasionados por cemitérios públicos urbanos de Lages – SC.** 2018. 121 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2018.

BERLANDA, A. **Qualidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Desquite em Otacilio Costa/SC. 2017**. 114 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2017.

BERTOL, I. Erosividade das chuvas e sua distribuição entre 1989 e 1998 no município de Lages (SC). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, n. 2, 2002.

BERTOLO, R.A.; MARCOLAN, L. N. O.; BOUROTTE, C. L. M. **Water-Rock Interaction and the Hydrogeochemistry of Chromium in Groundwater from Multilevels Monitoring Wells in Urania**, SP, Brazil. 2009.

BETEMPS, G. R.; KERSTNER, T.; SANCHES FILHO, P. J. Caracterização físico-química da água e determinação de metais pesados (Cr, Cu, Pb e Zn) no sedimento do riacho Arroio do Padre (Arroio do Padre, Brasil/RS). **Revista Thema**, v. 11, n. 2, p. 4-20, 2014.

BEVILACQUA, J. E., SILVA, I. S., LICHTIG, J., MASINI, J.C. Extração seletiva de metais pesados em sedimentos de fundo do rio Tietê, São Paulo. **Química Nova.** 2009.

BIGALKE, M., ULRICH, A., REHMUS, A., KELLER, A. Accumulation of cadmium and uranium in arable soils in Switzerland. **Environ. Pollut.** 221, 85–93, 2017.

BOETCHER, M. L. **Cromo: aspectos toxicológicos e ocupacionais**. Trabalho de conclusão de curso. Ciências Farmacêuticas, FEEVALE, Novo Hamburgo, 2008.

BOLLMANN, H. A. **Relação da densidade populacional sobre variáveis de qualidade físico-química das águas superficiais em microbacias hidrográficas urbanas sem cobertura sanitária em Porto Alegre-RS**. 2003.

BORTOLATTO, Rubiane; LENHARD, Daiane Cristina; GENENA, Aziza Kamal. Evaluation of a natural coagulant in the polishing treatment of swine slaughterhouse wastewater. **DESALINATION AND WATER TREATMENT**, v. 97, p. 126-132, 2017.

BRASIL, 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a Classificação dos Corpos de água e Diretrizes Ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 18 mar. 2005. p. 58-63.

BRASIL, 2009. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA**. Resolução nº 420, de 04 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. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 30 dez. 2009.

BRASIL, 2012. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA**. Resolução nº 454, de 01 de dezembro de 2012.** Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 08 nov. 2012. Seção 1.

BURRIDGE, L.; WEIS, J.S.; CABELLO, F.; PIZARRO, J.; BOSTICK, K. Chemical use in salmon aquaculture: a review of current practices and possible environmental effects. **Aquaculture**, v. 306, 2010.

CAKMAK, I.; KALAYCI, M.; KAYA, Y.; TORUN, A.A.; AYDIN, N.; WANG, Y. Biofortification and localization of zinc in wheat grain. **Journal of Agricultural & Food Chemistry**, v. 58, p. 9092–9102, 2010.

CAMACHO, J. R.; ARMIENTA, M. A. Natural chromium contamination of groundwater at León Valley, México. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 68, p. 167-181, 2000.

CAMPOS, Valquíria de. **Comportamento químico de arsênio, fósforo e metais pesados (cromo, cobre, chumbo e mercúrio) em solos expostos a cultivares frutíferos, Município de Jundiaí, São Paulo**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 2001.

CARDOSO, B.F.; OYAMADA, G.C.; SILVA, C.M. Produção, Tratamento e Uso dos Dejetos Suínos no Brasil. **Desenvolvimento em Questão**, v. 13, n. 32, 2015.

CARVALHO, S. S.; CRUZ, M. A. S.; DE AMORIM, J. R. A.; ARAGAO, R. D. Presença de cádmio e ferro em amostras da água da sub-bacia hidrográfica do rio Siriri, Estado de Sergipe. In **Embrapa Tabuleiros Costeiros-Artigo em anais de congresso** *(ALICE)*. In: SIMPÓSIO

BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 22., 2017, Florianópolis. Anais... Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2017.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Índices de qualidade das águas, critérios de avaliação da qualidade dos sedimentos e indicador de controle de fontes – Apêndice B**. Série Relatórios. São Paulo: CETESB, 2010. 21p.

CHARLET, L.; MANCEAU, A. A. X-Ray absorption spectroscopic study of the sorption of Cr (III) at the oxidewater interface II. Adsorption, coprecipitation and surface precipitation on hydrous ferric oxide. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 148, p. 443-458, 1992.

CHEN, H.; GUO, Z.; ZHOU, Y.;LI, D.; MU, L.; KLERKS, P.L.; LUO, Y.; XIE, L. Accumulation, depuration dynamics and effects of dissolved hexavalent chromium in juvenile Japanese medaka. **Ecotox Environ Safe** 148:254–260, 2018.

CHOUDHARY, B.; PAUL, D. Isotherms, kinetics and thermodynamics of hexavalent chromium removal using biochar. **J Environ Chem Eng** 6:2335–2343, 2018.

CRUZ, M. A. S. **Avaliação da geoquímica dos sedimentos superficiais das nascentes do Rio Subaé – BA.** 2012. 103 f. Dissertação (Mestrado em em Modelagem em Ciências da Terra e Ambiente) – Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana, 2012.

DENG, X.; QI, L.; ZHANG, Y. Experimental study on adsorption of hexavalent chromium with microwave-assisted alkali modified fly ash. **Water Air Soil Pollut,** 2018.

DONAGEMA, G. K. Manual de métodos de análise de solos — Dados eletrônicos. — Rio de Janeiro : Embrapa Solos, 2011. 230 p. - (Documentos / Embrapa Solos, ISSN 1517-2627 ; 132)

EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). Scientific Opinion on the risks to public health related to the presence of nickel in food and drinking water. **EFSA Journal**. 2015.

EFFENDIA, H.; ROMANTO, WARDIATNOB, Y. Water quality status of Ciambulawung River, Banten Province, based on pollution index and NSF-WQI. **Procedia Environmental Sciences**, v.24, p. 228 – 237, 2015.

EMBRAPA, 2018. **Visão 2030: o futuro da agricultura brasileira.** Brasília, 2018.

EMBRAPA, 2019. Teor de óxidos de Ferro. Disponínvel em http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONTAG01_49_221220 0611552.html

EPAGRI, 2004 **Mapas digitais de Santa Catarina.** Disponível em: <http://ciram.epagri.sc.gov.br/mapoteca/servlet/MapotecaControlador?command=Login>. Acesso em: 04 abr. 2018.

ESPÍNDOLA E.L.G., SILVA J.S.V., MARINELLI C.E., ABDON M.M. **A Bacia Hidrográfica do Rio Monjolinho: uma abordagem ecossistêmica e a visão interdisciplinar.** São Carlos, Editora Rima, 188p, 2000.

ESTEVES, FA. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência. 826 p. 2011.

EUROPE, DIRECTIVA 91/414/CEE, 1991. **Council Directive 91/414 of 15 July 1991 concerning the placing of plant protection products on the market.** Disponível em <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FRN/TXT/?uri=celex:31991L0414>. Acesso em

FANTONI, D.; BROZZO, G.; CANEPA, M.; CIPOLLI, F.; MARINI, L.; OTTONELLO, G.; ZUCCOLINI, M. V. Natural hexavalent chromium in groundwaters interacting with ophiolitic rocks. **Environmental Geology,** v. 42, p. 871-882, 2002.

FAQUIN, V. **Nutrição mineral de plantas.** Universidade Federal de Lavras UFLA. Fundação de Apoio ao Ensino, Pesquisa e Extensão – FAEPE Lavras – MG, 2005.

FERREIRA, J. G. Avaliação de parâmetros ambientais em aterros sanitários – estudo de caso. Taubaté, 2006.

FERREIRA, A. P.; HORTA, M. A. P.; CUNHA, C. L. N. Avaliação das concentrações de metais pesados no sedimento, na água e nos órgãos de *Nycticorax nycticorax* (Garça-da-noite) na Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. 2010. **Journal of Integrated Coastal Zone Management**. Portugal, 2010.

FLORA, G.; GUPTA, D.; TIWARI, A. Toxicity of lead: a review with recent updates. **Interdisciplinary toxicology**, v. 5, n. 2, p. 47-58, 2012.

GANGULY, R.; PIERCE, G. N. The toxicity of dietary trans fats. **Food Chem Toxicol**., v. 78, 2015.

GARCÍA-FERNÁNDEZ, I., FERNÁNDEZ-CALDERERO, I., POLO-LÓPEZ, M. I., & FERNÁNDEZ-IBÁÑEZ, P. Disinfection of urban effluents using solar TiO2 photocatalysis: A study of significance of dissolved oxygen, temperature, type of microorganism and water matrix**. Catalysis today**, 240, 30-38, 2015.

GARVEY, B.; TYFIELD, D.; MELLO, L. **Meet the New Boss: Same as the old boss? Tchnology, toil and tension in the agrofuel frontier.** In: New Technology, Work and Employment. P. 79-94, 2017.

GEBLER, L.; PALHARES, J. C. P. **Gestão ambiental na agropecuária.** Embrapa Informação Tecnológica; Bento Gonçalves: Embrapa Uva e Vinho, 2007.

GISI, U.; SIEROTZKI, H.; COOK, A.; MCCAFFERY, A. Mechanisms influencing the evolution of resistance to Qo inhibitor fungicides. **Pest management science**, v. 58, n. 9, p. 859-867, 2009.

GONZALEZ, A. R.; NDUNG, U. K.; FLEGAL, A. R. Natural occurrence of hexavalent chromium in the Aromas Red Sands aquifer, California. **Environmental Science and Technology**, v. 39, n. 15, p. 5505-5511, 2005.

GRAY, D. J. Naturally occurring Cr6+ in shallow groundwaters of the Yilgarn Craton, Western Australia. **Geochemistry Exploration**, Environment, Analysis, v. 3, n. 4, p. 359-368, 2003.

HARBEN, P. W.; BATES, R. L. Industrial minerals geology and worls deposits. In: **Phosphate rock**. London, Metal Bullerin, 1990.

HERMES, L. C.; SILVA, A. S. **Avaliação da qualidade das águas**. Manual prático. EMBRAPA. Brasilia DF. 2004.

HU, N.; LI, Z.; HUANG, P.; TAO, C. Distribuition and mobility of metals in agricultural soils near a copper smelter in South China. **Environmental Geochemistry and Health**, v.28, p.19-26, 2006.

IARC. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Vol 100, **A Review of Human Carcinogens**. Lyon, France: International Agency for Research on Cancer. 2016. Disponível em: http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/PDFs/index.php. Acesso: 02 de junho, 2016.

IARC (International Agency for Research on Cancer). **Chromium, nickel and welding.** In: IARC monographs, v. 49; 1990.

IARC (International Agency for Research on Cancer). **Arsenic, metals, fibres, and dusts**. In: IARC monographs, v. 100C; 2012.

IARC (International Agency for Research on Cancer), 2015. **Evaluation of five organophosphate insecticides and herbicides.** Disponível em: <http://dados.contraosagrotoxicos.org/pt_PT/dataset/classificacao-do-iarc-agencia-internacional-de-pesquisa-em-cancer/resource/2a661124-9236-40b9-b8f0-ea390cedd22a>. Acesso em: 15 mai. 2018.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2000. **IBGE Mapas.** Disponível em: < https://downloads.ibge.gov.br/>. Acesso em: 08 mai. 2018.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2010. **IBGE Cidades.** Disponível em: http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1. Acesso em: 01 mai. 2018.

IZBICKI, J. A.; BALL, J. W.; BULLEN, T. D.; SUTLEY, S. J. Chromium, chromium isotopes and selected trace elements, western Mojave Desert, USA. **Applied Geochemistry**, v. 23, p. 1325–1352, 2008.

JAHANIAN, R.; RASOULI, E. Effects of dietary substitution of zinc-methionine for inorganic zinc sources on growth performance, tissue zinc accumulation and some blood parameters in broiler chicks**. J Anim. Physiol.,** v. 99, p. 50-58, 2015.

JARDIM, W. F. Medição e interpretação de valores do potencial redox (Eh) em matrizes ambientais. **Quim. Nova**, v. 37, n. 7, p. 1233-1235, 2014.

JASMIM, J.M.; MONNERAT, P. H.; ROSA, R. C. C. Efeito da omissão de N, Ni, Co e S sobre os teores de N e S em feijoeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 967-975, 2002.

JESUS, H.C.; COSTA E. A.; MENDONÇA, A. S. F.; ZANDONADE, E. Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuário da Ilha de Vitória – ES. **Revista Química Nova**, Vol. 27, No. 3, 378-386, 2004.

JIANG, Y.; XU, H.; HU, X.; WARREN, A.; SONG, W. Functional groups of marine ciliated protozoa and their relationships to water quality. **Environmental Science and Pollution Research**, 20(8), 5272-5280, 2013.

KRAVCHENKO-DOVGA, Y. V.; KARPOVSKY, V. I.; DANCHUK, O. V. The role of the main characteristics of cortical processes in the regulation of exchanges of Cuprum. **Scientific Messenger of LNU of Veterinary Medicine and Biotechnologies**, v. 20, n. 83, p. 295-298, 2018.

LAVNITICK, L. **Avaliação da Qualidade da Água Superficial e Sedimentos da Bacia Hidrográfica do Rio Ponte Grande no Município de Lages/SC. 2018.** Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2018.

LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos**. Oficina de textos, 2016.

LIMA, D. P.; SANTOS, S.; SILVA, R. A.; YOSHIOKA, E. T. O; BEZERRA, R. M. Contaminação por metais pesados em peixes e água da bacia do rio Cassiporé, Estado do Amapá, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 45, n. 4, p. 405-414, 2015.

LOPES, S.M.F. **Influência do uso da terra na qualidade da água em bacias hidrográficas com usos distintos, em Itajaí - GO e Canapolis - MG**. 229 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Curso de Geográfica, Universidade Federal de Goiás, Goiânia/GO, 2016.

LOSI, M.E.; AMRHEIN, C.; FRANKENBERGER JR. W.T. (1994) Environmental biochemistry of chromium. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 136, p. 91-121.

LU, A.; WANG, J.; QIN, X.; WANG, K.; HAN, P.; ZHANG, S. Multivariate and geostatistical analyses of the spatial distribution and origin of heavy metals in the agricultural soils in Shunyi, Beijing, China. **Science of the Total Environment**, v. 425, p. 66-74, 2012.

MACHADO, P.O.O de A. & PAVAN, M.A. Adsorção de zinco por alguns solos do Paraná. R. Bras**. Ci. Solo**, 11:253-256, 1987.

MAHLER, Claudio Fernando (org.). **Lixo urbano: o que você precisa saber sobre o assunto.** Rio de Janeiro: Revan : FAPERJ, 2012. 192 p.

MATOS, A.T. de.; FREITAS, W.D.S.; BRASIL, M.S.; BORGES, A.C. 2010. Influência da espécie vegetal cultivada nas condições redox de sistemas alagados construídos. **Engenharia Agrícola**, 39(3): 518-526.

MEDARDUS, J.J.; MOLLA, B.Z.; NICOL, M.; MORROW, W.M.; RAJALA-SCHULTZ, P.J.; KAZWALA, R.; GEBREYES, W.A. In-feed use of heavy metal micronutrients in US swine production systems and its role in persistence of multidrug-resistant salmonellae. **Appl. Environ. Microb**., v. 80, p. 2317-2325, 2014.

MEURER, E.J. **Fundamentos de química do solo**. 3.ed. Porto Alegre: Evangraf, 2006.

MINISTÉRIO DE AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO – MAPA. **Dejetos de Animais**, Brasília, 2019.

MONISHA, J.; BLESSY, B. M.; MOSHAMI, S. S.; KRISHNAMURTHY, T. P.; SANGEETA, K. R. Biosorption of Few Heavy Metal Ions using Agricultural wastes, **Journal of Environment Pollution and Human Health**, v. 2, p. 1-6, 2014.

MOREIRA, F. H.; ALBERTI, H. L.; SILVA, N. C.; FLEMING, P. M. Aplicação da sonda horiba U-23 na análise de parâmetros físico-químicos das águas subterrâneas sobre influência da mina de urânio osamu utsumi em Caldas - MG. In**: INTERNATIONAL NUCLEAR ATLANTIC CONFERENCE – INAC,** Recife, 2013.

NASCIMENTO, B. L. M. Comportamento e avaliação de metais potencialmente tóxicos (Cu (II), Cr (III), Pb (II) e Fe (III)) em águas superficiais dos Riachos Capivara e Bacuri Imperatriz-MA, Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 20, n. 3, p. 369-378, 2015.

OLIVEIRA, A. U. A mundialização do capital e a crise do neoliberalismo: o lugar mundial da agricultura brasileira. **Geousp – Espaço e Tempo (Online)**, v. 19, n. 2, p. 229-245, ago. 2015. ISSN 2179-0892.

OLIVEIRA, B. S. S., CUNHA, A. C. Correlação entre qualidade da água e variabilidade da precipitação no sul do Estado do Amapá. **Revista Ambiental Água**, vol. 9 n. 2 Taubaté, 2014.

OLIVEIRA, F. M. **Avaliação da adsorção de metais em sedimentos de amostras coletadas no reservatório da usina hidrelétrica de Furnas**. 2013. 47 f. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Federal de Alfenas, Allfenas/MG, 2013.

OLIVEIRA, L. F. C. Isotermas de sorção de metais pesados em solos do cerrado de Goiás. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 7, p. 776-782, 2010.

OMETTO, J. C. **Bioclimatologia vegetal**. São Paulo: Agronômica Ceres 1981. 440p.

PANG, L.; HU, J.; ZHANG, M.; YANG, C.; WU, G. An efficient and reusable quaternary ammonium fabric adsorbent prepared by radiation grafting for removal of Cr(VI) from wastewater. **Environ Sci Pollut** Res 25:11045–11053, 2018.

PAULA, M.M. **Análise da água e das condições ambientais da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Pedras**, Quirinópolis/GO. 124 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Curso de Geografia, Universidade Federal de Goiás - Ufg, Jataí /GO, 2011.

PAULA. M. M.; CABRAL. J. B. P.; OLIVEIRA. S. M. Ocupação e uso da terra como fator de interferência na qualidade da água da bacia de captação de abastecimento do município de Quirinópolis-GO (Brasil). In: ENCONTRO NACIONAL DOS GEÓGRAFOS, 16. **Anais**. Porto Alegre: AGB, p.234, 2010.

PEDROTTI, A.; MELLO, A. V. **Modelagem da produção de sedimentos na sub-bacia hidrográfica do Riacho Jacaré-SE,** 2012.

PHADKE, A. **Iron Removal Using Electro- Coagulation Followed by Floating Bead Bed Filtration (MSc thesis).** Louisiana State University and Agriculturaland Mechanical College, 2014.

PLASSARD, F., WINIARSKI, T.; PETIT-RAMEL, M. Retention and distribution of three heavy metals in a carbonated soil: comparison between batch and unsaturated column studies. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 42, p. 99-111, 2000.

QUADRO, M. S.; ANDREAZZA, R.; TEDESCO, M. J.; GIANELO, C.; BARCELOS, A. A.; BORTOLON, L. Chromium contents linked to iron oxide at areas with tannery sludge disposal. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 63-67, 2018.

QUINÁGLIA, G. A. Caracterização dos níveis basais de concentração de metais de sedimentos do sistema estuarino da baixada santista. Universidade de São Paulo**. Instituto de química**. 2006.

RAI, D.; EARY, L. E.; ZACHARA, J. M. Environmental chemistry of chromium. **The Science of the Total Environment,** v. 86, p. 15-23, 1989.

RAVIKUMAR, K. V. G; KUMAR, D.; RAJESHWARI, A.; MADHU, G. M.; MRUDULA; P.; CHANDRASEKARAN, N.; MUKHERJEE, A. A comparative study with biologically and chemically synthesized nZVI: applications in Cr(VI) removal and ecotoxicity assessment using indigenous microorganisms from chromium-contaminated site. **Environ Sci Pollut Res** 23:2613–2627, 2015.

RIBEIRO, T. G.. Estudo Da Qualidade Das Águas Por Meio Da Correlação De Parâmetros Físico-Químicos, Bacia Hidrográfica Do Ribeirão Anicuns. **Geochimica Brasiliensis**, v. 30, n. 1, p. 84-94, 2017.

RICHARD, F. C.; BOURG, A. C. M. Aqueous geochemistry of chromium: a review. **Water Research**, v. 25, p. 807-816, 1991.

RIEUWERTS, J. S. The influence of soil characteristics on the extractability of Cd, Pb and Zn in upland and moorland soils. **Science of the total Environment**, v. 366, n. 2, p. 864- 875, 2006.

ROBERTSON, F. N. Geochemistry of ground water in alluvial basins of Arizona and adjacent parts of Nevada, New Mexico and California. Washington: US **Geological Survey Professional Paper** 1406-C, 1991.

ROCHA, I; MARIMON, M. (org.). **Diagnóstico socioambiental e proposições de planejamento territorial: Alfredo Wagner e Bom Retiro (Santa Catarina).** Florianópolis: Editora UDESC, 2014.

RUBILAR, C.S.; UEDA, A.C. **Análise Físico-Química de águas do município de Apucarana** - PR. 2013. In: IV Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental Salvador/BA, 2013.

RUPPENTHAL, J. E. **Toxicologia.** Colégio Técnico Industrial da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria – RS, 2013.

SALMAN, S.A.; ELNAZER, A.A.; NAZER, H.A.E. Integrated mass balance of some heavy metals fluxes in Yaakob village, south Sohag, Egypt. **Int. J. Environ. Sci. Technol**., v. 14 (5), 1011–1018, 2017.

SARKAR, J.; POTDAR, A. A.; SAIDEL, G. M. Whole-body iron transport and metabolism: Mechanistic, multi-scale model to improve treatment of anemia in chronic kidney disease. **PLoS computational biology**, v. 14, n. 4, 2018.

SINGH, A.; AFZAL, S.; SINGH, T.; HUSSAIN, I. Zinc oxide nanoparticles: a review of their biological synthesis, antimicrobial activity, uptake, translocation and biotransformation in plants**. Journal of Materials Science**, v. 53, n. 1, p. 185-201, 2018.

SILVA, A. E. P. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus Impacts of precipitation on the water quality of the Purus River. **Acta amazônica**, v. 38, n. 4, p. 733-742, 2008.

SILVA, P. R. B. **Avaliação da qualidade das águas e sedimentos da sub-bacia do rio Barigüi, Região Metropolitana de Curitiba-PR.** 2015. 84 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

SIQUEIRA-SILVA, A. I.; A. I.; DA SILVA, L. C.; AZEVEDO, A. A.; OLIVA, M. A. Iron plaque formation and morphoanatomy of roots from species of resting subjected to excess iron. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 78, p. 265-275, 2012.

THOMSEN, W. J.; GROTTICK, A.J.; MENZAGHI, F.; REYES-SALDANA, H.; ESPITA, S.; YUSKIN, D. Lorcaserin, a novel selective human 5-hydroxytryptamine2C agonist: in vitro and in vivo pharmacological characterization. **J Pharmacol Exp Ther**, v. 325, p. 577–587, 2008.

TORTORA, G. J.; DERRICKSON, B. **Corpo Humano: Fundamentos de Anatomia e Fisiologia.** Artmed Editora, 2016.

USEPA - United States Environmental Protection Agency (2012). **Basic information about chromium in drinking water.** Disponível em <http://water.epa.gov/drink/contaminants/basicinformation/chromium.cfm>. Acesso em: 16 mar. 2018.

USEPA– U.S. Environmental Protection Agency. **National recommended water quality criteria** - Aquatic Life Criteria Table, 2009.

VALLE JUNIOR, R. F. Diagnóstico temporal e espacial da qualidade das águas superficiais do rio Uberaba–MG. **Caminhos de Geografia**, v. 14, n. 45, p. 01-11, 2013.

VASCONCELLOS, G.R. **Avaliação das condições de oxirredução em sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial**. 2015. 113 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.

VASCONCELOS, P. D. S. **Monitoramento da Água de Diálise: Um Estudo de Caso em uma Clínica do Município de Recife.** Monografia (Especialização em Gestão de Sistemas e

Serviços de Saúde) — Fundação Oswaldo Cruz — Centro De Pesquisas Aggeu Magalhães, 2012.

VENTURA, M. Ocorrência de níquel em alimentos consumidos em Portugal: resultados preliminares do projeto-piloto**. Total Diet Study**, Portugal, 2016.

VINCENT, J. **The nutritional biochemistry of chromium** (III). Elsevier, 2018.

VON SPERLING, M. **Estudos de modelagem da qualidade da água de rios.** Belo Horizonte: DESA/UFMG, Vol. 7. 452 p. 2007.

WAGNER, A.; KAUPENJOHANN, M. Suitability of biochars (pyro- and hydrochars) for metal immobilization on former sewage-field soils. **Eur. J. Soil Sci**., v. 65, 2014, 139-148.

WANG, S.; HE, Q.; AI, H.; WANG, Z.; ZHANG, Q. Pollutant Concentrations and Pollution Loads in Stormwater Runoff from Different Land Uses in Chongqing. **Journal of Environmental Sciences**, v. 25, n. 3, p. 502–10, 2013.

WANG, M., CHEN, W., PENG, C. Risk assessment of Cd polluted paddy soils in the industrial and township areas in Hunan, southern China. **Chemosphere**, v. 144, 2016, 346–351.

XAVIER, J. M. Quantificação de metais essenciais e tóxicos em dejetos depositados naturalmente nas pastagens oriundos da pecuária leiteira familiar do alto da bacia do Rio Paraná em Goiás, **Brasil Central**, Brasil, 2010.

ZHANG, M.; ZHENG, S. Competitive Adsorption of Cd, Cu, Hg and Pb by Agricultural Soils of the Changjiang and Zhujiang Deltas in China. **Journal of Zhejiang University SCIENCE A**, Hangzhou, China, v. 8, p. 1808-1815, 2007.

CAPÍTULO 3 – O DESAFIO DA COMUNIDADE RURAL DO MUNICÍPIO DE BOM RETIRO-SC SOBRE O USO DOS AGROTÓXICOS

RESUMO

O Brasil é líder mundial na utilização dos agrotóxicos, os impactos na saúde dos produtores e no meio ambiente causados por esses produtos são intensos. O presente artigo teve como objetivo fazer um levantamento sobre o comportamento dos produtores rurais perante o manejo dos agrotóxicos no município de Bom Retiro-SC. Com um questionário pré-estruturado, cinquenta agricultores foram entrevistados. As perguntas envolveram as características gerais da comunidade, o uso, controle e fiscalização dos agrotóxicos, a destinação das embalagens, a exposição aos pesticidas e os impactos ao ambiente e à saúde humana. Foi possível observar que 76% dos entrevistados são analfabetos ou possuem ensino fundamental incompleto. A maioria (68%) não lê os rótulos das embalagens dos produtos e apenas 4% lê e consegue compreender tudo o que está descrito. A maioria lava as embalagens e faz a devolução. Muitos produtores afirmam que sabem que os agrotóxicos fazem mal à saúde, mas poucos sabem afirmar algum impacto que eles causam. Além disso, apenas 8% utilizam os EPIs completos para aplicar os agrotóxicos. 98% deles afirmaram que não existe fiscalização sobre o uso dos agrotóxicos. Muitos agrotóxicos utilizados na região possuem alto grau de toxicidade. Ações dinâmicas de educação e conscientização para os produtores rurais sobre os impactos ambientais se tornam extremamente necessárias para amenisar os problemas que estes podem causar.

Palavras-chave: Produtores rurais. Uso de agrotóxicos. Saúde do trabalhador.

CHAPTER 3 - CHALLENGE OF THE RURAL COMMUNITY ON THE USE OF PESTICIDES

ABSTRACT

Brazil is the world leader in the use of pesticides, and the impacts on the health of producers, as well as in the environment caused by these products are intense. The present paper aimed to assess the behavior of rural producers regarding the management of pesticides in the municipality of Bom Retiro-SC. Through a pre-structured questionnaire, fifty farmers were interviewed. The questions involved general characteristics of the community, the use, control and inspection of pesticides, the destination of packaging, exposure to pesticides and impacts on the environment and human health. It was possible to observe that 76% of the interviewees are illiterate or have incomplete elementary education. The majority (68%) do not read the product packaging labels and only 4% are able to read and understand all that is described. The majority interviewed wash the packages and return them. Many producers claim that they know pesticides are bad for their health, but only a few do know how to claim any impact they cause. In addition, only 8% use complete PPEs to apply pesticides. 98% of them stated that there is no inspection on the use of pesticides. Many pesticides used in the region have a high degree of

toxicity. Dynamic education and awareness actions for rural producers on environmental impacts are extremely necessary to alleviate the problems they can cause.

Keywords: Rural producers. Use of pesticides. Worker’s health.

1 INTRODUÇÃO

O aumento na produção de alimentos fez com que insetos, fungos e bactérias se proliferassem e passassem a interferir no bem-estar das pessoas (HARARI, 2016). Há registros bíblicos da devastação de plantações por insetos e fungos, que eram considerados castigos dos deuses. Nessa época, rituais religiosos eram utilizados como a melhor solução. Com o passar do tempo, novas alternativas foram surgindo, porém os povos utilizavam alguns compostos e não sabiam como eles agiam. O enxofre usado pelos sumérios em 2500 a. C. no combate a insetos, o piretro utilizado desde 400 a. C. para controlar piolhos, compostos de arsênio e mercúrio utilizados pelos chineses no século XIV para controlar insetos. Além disso, outros métodos com o uso de plantas, óleos, ervas e cinzas também eram manipulados para o controle de pragas (BRAIBANTE e ZAPPE, 2012).

Com o desenvolvimento de novas práticas agrícolas no século XVIII, os problemas com as pragas passaram a se agravar. No século XIX surgiram os primeiros compostos químicos inorgânicos para controlar diversas pragas: enxofre e cal para controlar fungos da maçã, sulfato de cobre e cal para combater fungos na uva, arsenito de cobre para controlar o besouro da batata, sulfato ferroso como herbicida seletivo e fluoreto de sódio no controle de formigas. Muitos desses compostos eram muito tóxicos, como o ácido cianídrico usado nos Estados Unidos para eliminar insetos, que logo ficaram resistentes (UNSWORTH, 2010). Compostos orgânicos de origem vegetal também passaram a ser utilizados no combate à pragas, como a nicotina para controlar insetos e a rotetona para combater lagartas (BARBOSA, 2004).

No início do século XX, os problemas ficaram mais intensos e foram desenvolvidos os inseticidas orgânicos sintéticos. O marco foi a partir da transformação do composto nitrogenado presente na urina e sintetizado pelo químico alemão Friedrich Wohler, o inorgânico cianato de amônio em ureia, em 1828. Naquela época, se acreditava que os compostos orgânicos não poderiam ser sintetizados em laboratório (WOHLER, 1828).

Durante a segunda guerra mundial, na década de 1940, os inseticidas orgânicos sintéticos começaram a ser utilizados em maior escala com o intuito de proteger os soldados de doenças de climas tropicais, como a malária. Em 1943, foi descoberto a atividade do inseticida organoclorado 1,1,1-tricloro-2,2-di(ρ-clorofenil)etano (DDT), utilizado para combater piolhos nas tropas americanas, que transmitiam a doença tifo exantemático. O DDT apresenta inúmeros impactos ao ambiente, assim como os outros organoclorados, que são constituídos por carbono, hidrogênio e cloro, ele é insolúvel em água e possui solubilidade em líquidos apolares e alta estabilidade, pois demora muitos anos para ser degradado na natureza (RUSSEL, 2001).

Também relacionados à segunda guerra mundial, os organofosforados surgiram entre as décadas de 1930 e 1940 com o intuito de serem utilizados como armas químicas. Estes compostos podem conter em sua estrutura átomos de carbono, hidrogênio, oxigênio, enxofre e fósforo. A toxicidade dos organofosforados é maior do que a dos organoclorados, mas eles são menos persistentes no ambiente (DAVIS, 2014).

A revolução verde a partir da década de 1950, permitiu um avanço de insumos de mecanização e, consequentemente, o aumento da produção e diminuição dos custos agrícolas, mas não se tinha ideia da dimensão que esse avanço indiscriminado poderia causar ao ambiente (DAVIS, 2014). O livro Primavera Silenciosa (CARSON, 1962) foi o primeiro alerta sobre o uso de agrotóxicos, uma denúncia pública ao relatar os efeitos do DDT em aves, o que levou a reflexão de muitas pessoas no mundo todo. No Brasil o DDT foi proibido em 1985, com a portaria n. 329 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 1985). Quatro anos depois, no Brasil foi instituída a lei 7.802, que dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins e define em seu artigo 2º, agrotóxicos como:

> a) os produtos e os agentes de processos físicos, químicos ou biológicos, destinados ao uso nos setores de produção, no armazenamento e beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens, na proteção de florestas, nativas ou implantadas, e de outros ecossistemas e também de ambientes urbanos, hídricos e industriais, cuja finalidade seja alterar a composição da flora ou da fauna, a fim de preservá-las da ação danosa de seres vivos considerados nocivos; b) substâncias e produtos, empregados como desfolhantes, dessecantes, estimuladores e inibidores de crescimento (BRASIL, 1989).

Em Santa Catarina, o decreto nº 1.331, de 16 de outubro de 2017 regulamenta a Lei nº 11.069, de 1998, que "dispõe sobre o controle da produção, comércio, uso, consumo, transporte e armazenamento de agrotóxicos, seus componentes e afins no território do Estado de Santa Catarina, e adota outras providências" (BRASIL, 1989; SANTA CATARINA, 2017).

Atualmente existe uma demanda crescente por novos agroquímicos, pois os organismos vão criando resistência a esses produtos ao longo do tempo (DAVIS, 2014). Bom Retiro é um município da região serrana de Santa Catarina e foi escolhido como área deste estudo por apresentar uma zona rural de grande expressividade. A economia do município concentra-se, principalmente, nas atividades agrícolas e pecuárias (IBGE, 2010). Porém, é possível observar um decréscimo no cultivo de maçã na região. Tais espécies necessitam do uso de agrotóxicos e fertilizantes, que por vezes, são utilizados de maneira indiscriminada, ocasionando a

contaminação ambiental na região e consequentemente, gerando muitos impactos para a vida das pessoas. Diante de tal contexto objetivou-se entender como é o comportamento dos agricultores perante o manejo dos agrotóxicos e como essas atitudes podem impactar o meio ambiente e, consequentemente, a saúde humana.

2 METODOLOGIA

A pesquisa quali-quantitativa foi desenvolvida entre os meses de setembro e novembro de 2019, com 50 famílias que trabalhavam com agricultura e moravam na área rural do município de Bom Retiro-SC. A coleta de dados foi realizada por meio de entrevista individual semiestruturada. Os entrevistados foram selecionados de forma aleatória. Todos os entrevistados responderam à entrevista de forma espontânea e a conversa pré-entrevista deixava bem claro que os entrevistados não seriam identificados e poderiam falar a situação real (BAUER e GASKELL, 2017).

O questionário foi aplicado sempre em conjunto com a equipe do programa de saúde da família, com a médica, a enfermeira e a técnica de enfermagem, o que facilitou o contato com os agricultores, respeitando os princípios éticos estabelecidos no momento do registro da pesquisa na Plataforma Brasil CAAE: 10428319.5.0000.0118.

Nas entrevistas foram realizadas perguntas como sexo, idade, grau de escolaridade, há quanto tempo a família mora no local, o que cultiva, há quanto tempo cultiva e quem trabalha na agropecuária. Além disso, foram feitas perguntas sobre quais agrotóxicos utilizam, como aplica, como o controle é realizado, onde compram, se recebem assistência e se existe fiscalização. Perguntas sobre o uso dos agrotóxicos também foram realizadas, os agricultores foram questionados se costumavam ler os rótulos, se conseguiam compreender as informações e o que faziam com as embalagens. Perguntas sobre a saúde também foram realizadas, se conhecem alguém que já se intoxicou com agrotóxicos, o que a pessoa sentiu, quais EPIs eles utilizavam e as principais doenças que ocorreram em familiares. Para facilitar, uma lista com os 24 agrotóxicos vendidos em Bom Retiro no ano de 2017, segundo dados fornecidos pelas agropecuárias, foi utilizada e caso houvesse algum que eles não lembrassem, poderia ser adicionado. Para finalizar, havia uma pergunta aberta com o objetivo de averiguar se eles sabiam o que os agrotóxicos podem causar à saúde humana e ambiental. A análise de dados foi realizada por meio de análises estatísticas no programa Excel.

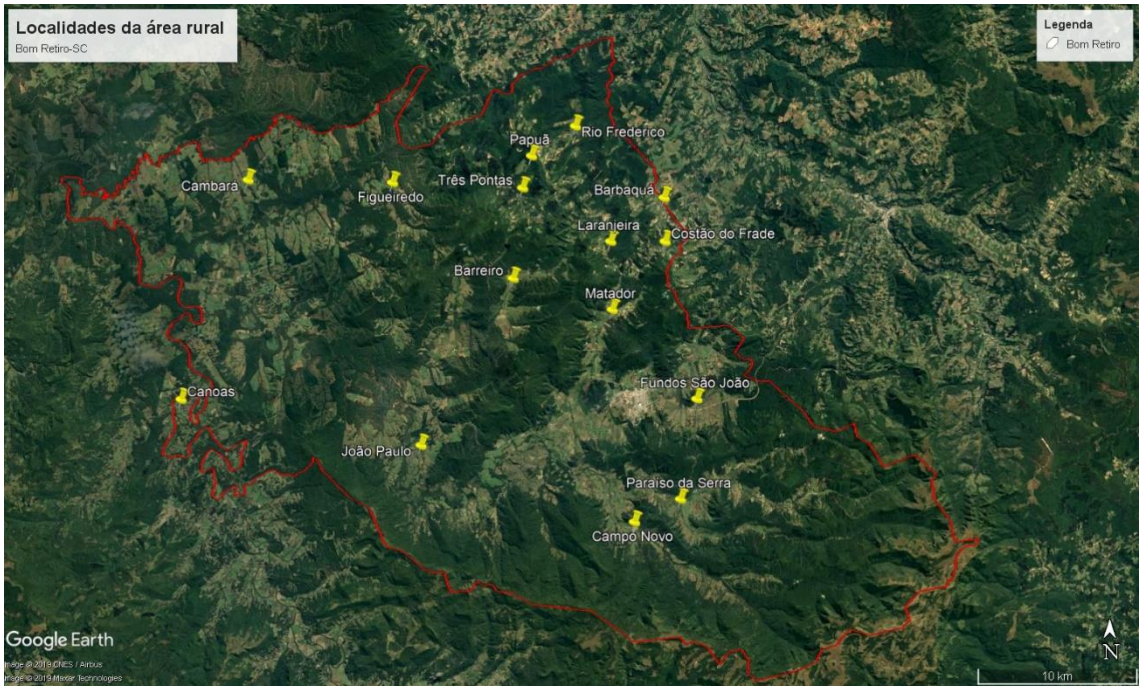
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 CARACTERÍSTICAS GERAIS DOS PRODUTORES RURAIS

Do total de entrevistados, 26 eram do sexo masculino e 24 do sexo feminino. Durante as entrevistas nas residências, quando estava toda a família em casa, as mulheres priorizaram os homens para falar sobre o assunto, mas em muitas residências os homens estavam no campo durante o dia. Dados da FAO (2013) mostram que apenas 13% dos trabalhadores agrícolas são mulheres. Vale ressaltar também, que até no século passado, as políticas rurais consideravam a mulher apenas como uma mera ajudante do homem (BUTTO e DANTAS, 2011).

Bom Retiro possui uma divisão em vinte localidades rurais (Figura 50). Das famílias entrevistadas, onze residiam na localidade de Três Pontas, oito no Costão do Frade, sete no Barbaquá, sete no Campo Novo, quatro no Canoas, duas no Cambará, duas no Paraíso da Serra, duas no Rio Frederico, uma no Papuã, uma no Matador, uma na Laranjeira, uma no Figueiredo, uma no João Paulo, uma nos Fundos São João e uma no Barreiro.

Figura 50 - Localidades da área rural no município de Bom Retiro-SC



Fonte: Elaborado pela autora no Google Earth Pro, 2019.

Quatro entrevistados tinham menos de 30 anos de idade, quinze tinham entre 30 e 50 anos, dez entre 51 e 60 anos e vinte e um entrevistados tinham idade superior a 60 anos.

Segundo dados do IBGE (2010), a faixa etária da população bonretirense é caracterizada por 26,56% da população ter até 14 anos, 26,07% até 30 anos, 20,60% entre 30 e 44 anos, 15,81% têm entre 45 e 59 anos de idade, 60 a 74 anos engloba 8,31% da população, 2,44% têm de 75 a 89 anos e 0,21% tem 90 anos ou mais. A idade dos entrevistados mostra que muitos dos filhos dos produtores estão buscando outras oportunidades de trabalho nas cidades, por isso a população rural está mais idosa. Os dados estatísticos mostram a tendência do êxodo rural no Brasil, além disso, a dinâmica demográfica rural mudou. Uma curiosidade é que o número de domicílios rurais cresceu nos últimos 20 anos, havendo uma redução no número médio de membros por domicílio (IBGE, 2010; MAIA e BUAINAIN, 2015).

Em onze famílias os filhos trabalham junto nas plantações, apenas dois entrevistados contratam funcionários extras, quatro famílias trabalham por "dia trocado" com vizinhos e nas demais residências, apenas o marido e a esposa trabalham no campo. Muitos filhos saem da terra e o trabalho se concentra no casal. O entrevistado "9" relatou: "fazem 30 anos que comecei a usar veneno, era tudo na enxada, fazem 60 anos que planto, hoje se não usar veneno, morre de fome". O cultivo sem agrotóxicos exige um maior tempo de trabalho, o que pode não ser tão viável para os agricultores (DELGADO e BERGAMASCO, 2017).

Apesar das leis trabalhistas e valorização do produtor rural (BRASIL, 1973), ainda há informalidade e baixa remuneração. No Brasil, o Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar (PRONAF) foi criado em 1995 e surgiu com o objetivo de prover crédito agrícola e apoio aos pequenos produtores rurais (MATTEI, 2005). Uma entrevistada afirmou receber comida em casa para trabalhar e a casa estava em condições precárias. Na agricultura brasileira, os empregados (36%) com carteira assinada são menores que na indústria (75,7%) e no setor de serviços (65%) (SOUZA et al., 2015). Segundo dados do IBGE (2017), o salário mensal médio em Bom Retiro é de 1,8 salário mínimo e apenas 18,8% da população está trabalhando com carteira assinada.

Sobre o tempo que residem na área em que estão atualmente, 16% dos entrevistados moram a menos de 11 anos, 28% entre 11 e 30 anos e 56% moram na área a mais de 30 anos. Além disso, a maioria nasceu no local onde reside até hoje. Sobre o tempo que cultivam alguma coisa, 24% da população cultiva a menos de 11 anos, entre 11 e 30 anos 28% da população e 48% cultivam algo a mais de 30 anos.

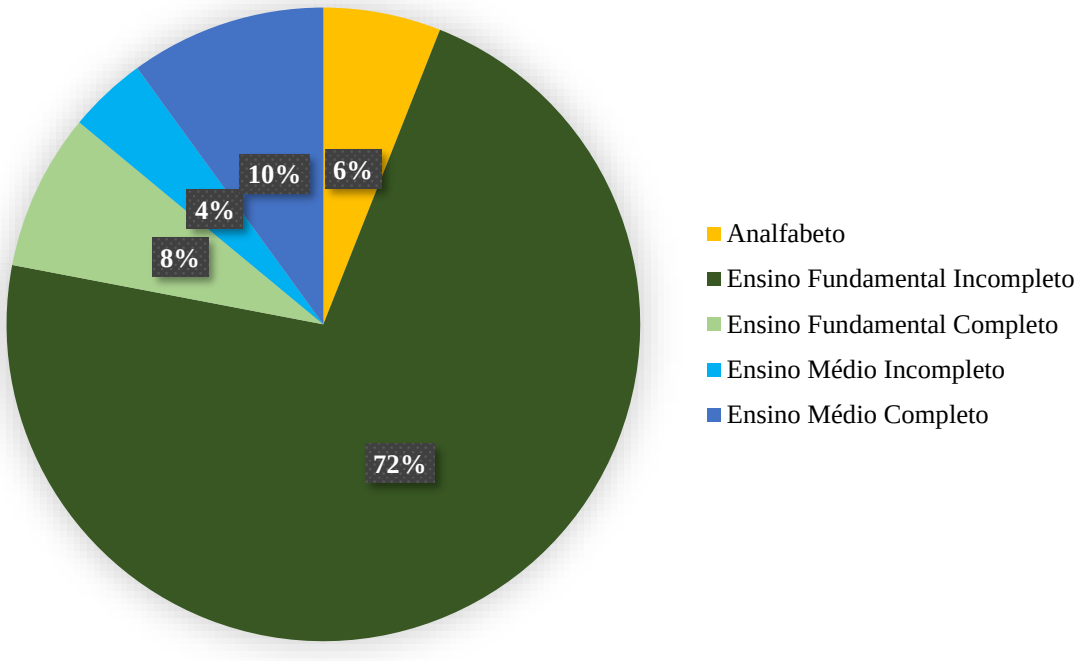
Apenas 12% dos agricultores não vendem o que cultivam, utilizando os alimentos apenas para o seu consumo e da família. Sobre as culturas cultivadas, 80% dos entrevistados plantavam milho, 50% cebola, 34% feijão, 24% plantavam verduras de forma geral, 12% batata,

14% abobrinha, 12% fumo, 6% aipim, 6% fazem pastagem, 6% plantam tomate, 4% soja e 2% dos entrevistados cultivam uva, trigo, maçã, feijão-de-vagem, melancia ou vime.

As áreas rurais normalmente são caracterizadas por serem áreas vulneráveis, com altos índices de pobreza, baixo nível de ensino, dificuldades de locomoção e acesso aos serviços de saúde (BERTUZZI; PASKULIN e MORAIS, 2012). Na área rural de Bom Retiro são prestados serviços de saúde, inclusive com visitas semanais da equipe médica às residências rurais e reuniões educativas com a comunidade.

No Brasil, os produtores rurais possuem baixo grau de escolaridade e isso faz com que a qualificação profissional e a transferência de conhecimento sejam mais difíceis (MENDONÇA, 2018). A Figura 51 demonstra o grau de escolaridade dos entrevistados. É possível observar que a maior parte das pessoas (72%) possuem apenas o ensino fundamental incompleto.

Figura 51 - Nível de escolaridade dos agricultores entrevistados.



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

3.2 CONTROLE E FISCALIZAÇÃO DOS AGROTÓXICOS

A prefeitura municipal de Bom Retiro disponibiliza sistema de coleta anual das embalagens de agrotóxicos nos salões das comunidades, em parceria com a EPAGRI (Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina) e a CIDASC (Companhia

Integrada de Desenvolvimento Agrícola de Santa Catarina). É competência da Secretaria de Estado da Agricultura e da Pesca (SAR), por meio da CIDASC estabelecer diretrizes e exigências sobre dados e informações para requerentes de registros para atividades que envolvam os agrotóxicos e seus afins para minimizar os riscos, fiscalizar o transporte, comércio, armazenamento, utilização e destinação final dos agrotóxicos, seus resíduos e rejeitos, amostrar produtos para avaliar os níveis de resíduos de agrotóxicos, divulgar a relação de agrotóxicos cadastrados no Estado, assim como reavaliar o cadastro de agrotóxicos quando surgirem indícios de riscos, e fazer convênios com órgãos para viabilizar as ações de fiscalização (SANTA CATARINA, 2017).

Para os agrotóxicos e afins serem comercializados ao usuário, é necessário o receituário agronômico emitido por profissional habilitado, que deve conter o nome do usuário, propriedade, localização, diagnóstico, recomendação para ler a bula e o rótulo e a recomendação técnica, que inclui os produtos, cultura, doses, época da aplicação, intervalo de segurança, manejo, precauções e uso de EPI (BRASIL, 2002). Para isso, o responsável técnico deve visitar a propriedade semanalmente e registrar no livro de acompanhamento técnico (SANTA CATARINA, 2017). Porém, os produtores relataram receber apenas visitas mensais ou quinzenais. Ao serem perguntados sobre quem decide a quantidade de agrotóxicos e a forma de utilização, 34% responderam que são eles mesmos, 36% afirmaram que é o agrônomo da agropecuária e 24% relataram usar as instruções dos agrônomos apenas quando surgem dúvidas. Além disso, 44% dos entrevistados não recebem visitas dos órgãos públicos (CIDASC e EPAGRI).

Segundo a lei dos agrotóxicos (Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989), a União tem como competências: legislar sobre a produção, registro, comércio interestadual, importação, exportação, transporte, classificação e controle tecnológico e toxicológico, analisar os produtos agrotóxicos, e controlar e fiscalizar os estabelecimentos e a produção, a exportação e a importação. É dever dos Estados e do Distrito Federal legislar e fiscalizar sobre o uso, a produção, o consumo, o comércio e o armazenamento dos agrotóxicos. Os municípios podem legislar supletivamente sobre o uso e armazenamento dos agrotóxicos. O poder público tem como competência fiscalizar a devolução e destinação adequada de embalagens vazias, o armazenamento, transporte, reciclagem, reutilização e inutilização das embalagens (BRASIL, 1989).

Os agrotóxicos e afins devem ser objetos de inspeção, controle e fiscalização, da produção à destinação final das sobras, rejeitos e das embalagens vazias (SANTA CATARINA, 2017). Segundo o decreto nº 1.331, de 16 de outubro de 2017, a fiscalização dos

estabelecimentos de fitossanitários, aplicação e uso de agrotóxicos e afins, destinação das embalagens, coleta para controle e fiscalização, monitoramento de resíduos e transporte de agrotóxicos competem aos órgãos estaduais e federais de agricultura, saúde e meio ambiente. Os fiscais estaduais têm autonomia para analisarem as irregularidades. Porém, quando perguntado aos agricultores se existe fiscalização sobre o uso de agrotóxicos, apenas uma pessoa afirmou que sim.

Compete à, SAR, por intermédio da EPAGRI, desenvolver ações de instrução, divulgação e esclarecimento dos produtores sobre o uso e eficácia dos agrotóxicos e afins, promover a participação da iniciativa privada nos programas de treinamento, e prestar apoio aos municípios de treinamento para os produtores para minimizar os impactos sobre o meio ambiente e preservar a saúde humana (BRASIL, 1989). Estas instruções são realizadas pela EPAGRI em algumas reuniões para as comunidades rurais de Bom Retiro.

À Secretaria de Estado da Saúde (SES) compete fiscalizar o uso, consumo, comércio, armazenamento, transporte interno e prestação de serviços na aplicação dos agrotóxicos, destinados à higienização, desinfecção ou desinfestação de ambientes, ao tratamento de água e ao uso em campanhas de saúde pública. O Instituto do Meio Ambiente tem como dever estabelecer as exigências sobre o registro inicial de estabelecimentos, comerciantes, produtores, manipuladores, fracionadores, armazenadores, prestadores de serviços e embaladores de agrotóxicos e afins, assim como tem a missão de controlar, fiscalizar e inspecionar as indústrias, visando a proteção ambiental; desenvolver ações educativas para conservação dos recursos ambientais; e orientar e fiscalizar a destinação das embalagens usadas, dos restos e dos rejeitos e a utilização de agrotóxicos e afins com vistas à preservação ambiental (BRASIL, 1989).

A Secretaria de Estado da Fazenda (SEF) e o Batalhão de Polícia Militar Ambiental (BPMA) têm como missão apoiar as ações dos demais órgãos estaduais, auxiliando, quando solicitado, no controle, na fiscalização e na inspeção da comercialização, do transporte, do armazenamento, da utilização e da destinação final de embalagens e rejeitos de agrotóxicos e afins (BRASIL, 1989).

O Sistema de Informações sobre Agrotóxicos (SIA) foi instituído em 2002 e tem como objetivo proporcionar a interação eletrônica entre os órgãos federais, produtores, manipuladores, importadores, distribuidores e comerciante de agrotóxicos, disponibilizar informações sobre o andamento dos processos, facilitar o acesso e recolhimento de dados e disponibilizar informações sobre a segurança dos agrotóxicos (BRASIL, 2002).

Em caso de não cumprimento da lesgislação, as penalidades para os infratores são reclusão de dois a quatro anos e multa (BRASIL, 1989). As penalidades previstas na legislação

estadual (SANTA CATARINA, 2017) são: advertência; multa de cem a trinta e seis mil reais, aplicada em dobro em caso de reincidência; e condenação, destruição, cancelamento do registro, destruição de produtos ou vegetais com excesso de agrotóxicos e afins. Vale ressaltar que o decreto dos agrotóxicos de SC (2017), dispõe que as penalidades devem ser atenuadas em caso de infrações cometidas por produtores com baixo grau de instrução ou escolaridade e que se enquadram como agricultores familiares, como é a característica geral dos entrevistados (BRASIL, 2006).

3.3 DESTINAÇÃO DAS EMBALAGENS

A destinação das embalagens vazias de agrotóxicos deve seguir as recomendações da bula e o usuário é responsável por destinar as embalagens vazias de acordo com a legislação (BRASIL, 2002).

Conforme o que está disposto na lei n. 7.802 (BRASIL, 1989), os rótulos e bulas dos agrotóxicos e afins precisam estar em português e devem conter as indicações do produto: o nome do produto, o nome e a porcentagem de cada princípio ativo e ingredientes inertes que contém, a quantidade de agrotóxicos, o nome e endereço do fabricante e do importador, números de registro, número do lote, resumo do uso e classificação toxicológica. Deve ter também instruções para utilização: data de fabricação e vencimento, intervalo de segurança, modo de utilização com doses e limites, informações sobre os equipamentos e descrição dos processos de lavagem. Além disso, precisa descrever informações relativas aos perigos: efeitos para a saúde humana, aos animais e ao ambiente, precauções para evitar danos, símbolos de perigo e frases de advertência, instrução em caso de acidente e recomendação para ler o rótulo. Está expresso na legislação também que os textos e símbolos dos rótulos precisam ser claramente visíveis e facilmente legíveis em condições normais e para pessoas comuns.

Na realidade, não é o que está realmente acontecendo, pois a maioria dos agricultores entrevistados (68%) não lê os rótulos; 4% lê, mas não compreende nada; 20% lê e entende parcialmente o que está descrito; apenas 4% lê e entende tudo o que está escrito no rótulo. O agricultor “25” afirmou que lê os rótulos só quando não sabe a dosagem. Quando o produtor produzir mercadorias em desacordo com o que está expresso no rótulo e na bula ou não destinar de forma correta as embalagens vazias, ele irá responder à processo (BRASIL, 1989).

Há alguns anos atrás, as embalagens de agrotóxicos não seguiam regras específicas de destinação final e eram queimadas ou enterradas. Porém, casos de contaminação ambiental fizeram com que fossem tomadas novas providências em relação às embalagens de agrotóxicos

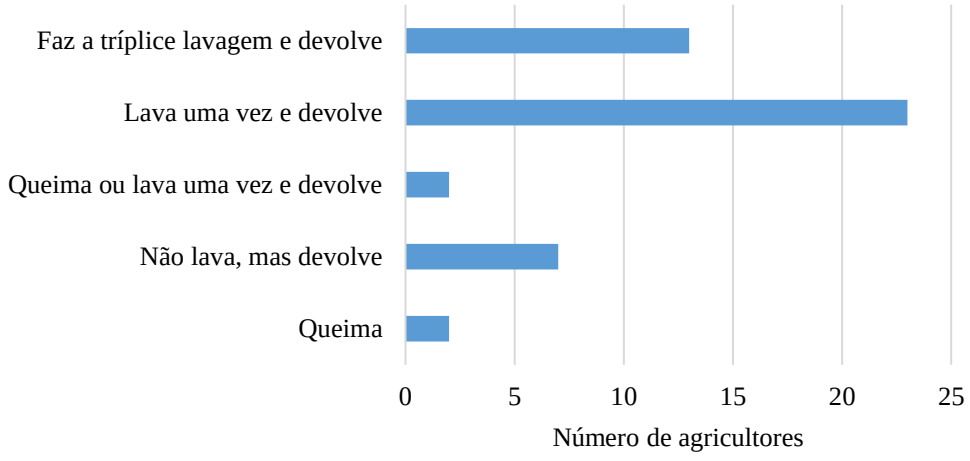
(BRASIL, 1989; GRIPPI, 2001). Um produto feito à base de plástico demora em média de 200 a 450 anos para se decompor (GRIPPI, 2001). Com a lei 9974 (BRASIL, 2010) alterando a lei 1802 (BRASIL, 1989), estabelece-se as responsabilidades perante as embalagens vazias contaminadas.

A legislação brasileira (BRASIL, 1989; BRASIL, 2002) determina que todas as embalagens rígidas de agrotóxicos e afins devem ser lavadas para evitar a contaminação residual. Além disso, como foi relatado por alguns entrevistados, eles aproveitam os resíduos na preparação da calda, para não desperdiçar produto. Esse procedimento deve seguir a NBR 13.968 (ABNT, 1997). Essa norma estabelece dois tipos de lavagem: tríplice ou sob pressão.

Na tríplice lavagem, a embalagem vazia deve ser enxaguada três vezes, enchendo 25% do seu volume com água limpa, fechando a tampa e agitando o recipiente por 30 segundos. Depois, a água de enxague deve ser despejada no tanque do equipamento de aplicação. Para inutilizar a embalagem, deve-se perfurar o fundo com um objeto pontiagudo (ABNT, 1997). Na lavagem sobre pressão, a embalagem deve ser encaixada no funil do pulverizador e a bomba do equipamento gera a pressão. O jato de água deve atingir todas as paredes da embalagem e deve ser feito por 30 segundos, a água deve ser transferida para a pulverização e a embalagem perfurada (ABNT, 1997; SANTA CATARINA, 2017).

A pesquisa demonstrou que 4% dos entrevistados queimam as embalagens dos agrotóxicos; 14% não lavam, mas devolvem na agropecuária ou nas coletas mensais no salão da comunidade; 4% afirmaram que depende, às vezes queimam ou lavam uma vez para devolverem; 46% lavam uma vez e devolvem; e 26% fazem a tríplice lavagem e devolvem (Figura 52).

Figura 52 – Destinação final da embalagem de agrotóxicos



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Sobre a lavagem das embalagens o agricultor “20” disse “lavo bem a embalagem na roça mesmo, tem que aproveitar, o veneno é muito caro”, o “22” também valoriza a questão financeira “eu lavo as embalagens de veneno para aproveitar bem, é dinheiro né, tudo é muito caro”. O “29” falou que “lava as embalagens e o veneno escorre para o rio”, mas é curioso como ele afirma “o que a gente pode fazer para melhor, faz... A gente quer viver e as futuras gerações também”. Apesar de afirmar que se preocupa com um futuro melhor para as gerações, ele lava as embalagens descartando os resíduos de agrotóxicos no rio, isso mostra que ele não se dá conta dos impactos desses produtos para o meio.

A Política Nacional dos Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) estabelece a logística reversa em seu artigo 3º, que estipula a coleta e restituição dos resíduos sólidos para a destinação final ambientalmente adequada. Após o uso pelo consumidor, o Artigo 33 determina que os agrotóxicos, seus resíduos e embalagens devem ser dispostos de forma independente do serviço público de limpeza urbana e de manejo de resíduos e é responsabilidade dos fabricantes, importantes, distribuidores, comerciantes e consumidores.

O INPEV (Instituto Nacional de Processamento de Embalagens Vazias) é uma entidade que tem como objetivo promover a destinação correta das embalagens vazias de agrotóxicos, foi fundado em 2001, de acordo com a Lei Federal nº 9.974 (BRASIL, 2000) e o Decreto Federal nº 4.074 (BRASIL, 2002) (ABRELPE, 2016). Segundo dados da ABRELPE em 2016, 44.528 (94%) embalagens vazias de defensivos agrícolas foram destinadas de forma ambientalmente correta no Brasil, sendo que 90% foi destinada para reciclagem e 4% para incineração. O Brasil é referência mundial em logística reversa de embalagens de agrotóxicos.

As embalagens vazias não podem ser reutilizadas pelo usuário e devem ser devolvidas em até um ano após a compra junto com as tampas, conforme orientação na bula (SANTA CATARINA, 2017). Os usuários de agrotóxicos e afins tem como obrigações adquirir agrotóxicos de empresas registradas na CIDASC e MAPA, com receita agronômica e seguindo as recomendações, respeitando o período de carência, destinando as sobras e rejeitos de acordo com a legislação, usando EPIs, se capacitando e evitando danos à cultura de terceiros, áreas de preservação, água e saúde. É obrigação dos usuários armazenar as embalagens vazias, agrotóxicos e afins em local isolado, destinado para esse fim e com distância dos recursos hídricos, áreas de preservação permanente e reserva legal. O artigo 17, estabelece que os estabelecimentos comerciais devem fiscalizar e ter controle das embalagens devolvidas pelos usuários (SANTA CATARINA, 2017).

3.4 AGROTÓXICOS MAIS UTILIZADOS PELOS AGRICULTORES

O Brasil é o maior importador mundial de agrotóxicos (COMTRADE, 2014) com uma média de uso de agrotóxicos de 8,33 kg por hectare. O país consome cerca de 20% de todo agrotóxico produzido no mundo (PELAEZ et al., 2015) e esse consumo só vem aumentando. O consumo total de agrotóxicos aumentou 135% em 15 anos, no ano de 2000 era de 170.000 toneladas e pulou para 500.000 toneladas em 2015 (IBAMA, 2016). Em 2018, o Brasil comercializou 549.280,44 toneladas de agrotóxicos (IBAMA, 2019).

As empresas fabricantes de agroquímicos mantém a comercialização de acordo com a permissibilidade da legislação de cada país (OLIVEIRA, 2015). No Brasil, 504 ingredientes ativos são permitidos para consumo (ANVISA, 2018), 30% destes, são proibidos na União Europeia (EUROPE, 1991; SYNGENTA, 2014; AGROFIT, 2018). E esse número vem crescendo, no ano de 2019 teve o maior número de registros de novos produtos dos últimos dez anos (NATIONAL GEOGRAPHIC, 2019). No Brasil o registro de um ingrediente ativo se dá por prazo indeterminado (BRASIL, 1989), já na União Europeia, os registros são revisados periodicamente, devido ao avanço da ciência e tecnologia. Na Diretiva 91/414 CEE (EUROPE, 1991), da União Europeia, não é permitido ingredientes ativos que causem riscos direta ou indiretamente sobre a água. A região sul do Brasil consumiu em 2018, 133.715,69 toneladas de ingredientes ativos de agrotóxicos e só ficou depois do centro-oeste (177.699,36 toneladas). Santa Catarina é o estado da região sul que menos utilizou agrotóxicos com 10.876,67 toneladas (IBAMA, 2019).

Segundo a portaria 84 do IBAMA (IBAMA, 1996), os agrotóxicos podem ser classificados em quatro classes, de acordo com o grau de periculosidade ambiental, levando em consideração aspectos como bioacumulação, toxicidade, transporte, persistência, potencial mutagênico, teratogênico, carcinogênico: classe I são os agrotóxicos altamente perigosos, como os organoclorados; classe II os produtos muito perigosos; classe III os produtos perigosos; e classe IV os resíduos pouco perigosos. Sobre a periculosidade ambiental, a maior parte dos ingredientes ativos comercializados no Brasil em 2018 são classe III (62%). Em Santa Catarina, 67,59% do que é comercializado se enquadra em classe III, 29,63% em classe II, 1,93% é de classe IV e 0,86% classe I (IBAMA, 2019).

Os agrotóxicos podem ser classificados também em classes agronômicas, de acordo com a sua função: acaricidas (controlar ácaros), inseticidas (controlar insetos), fungicidas (fungos), herbicidas (plantas daninhas), nematicidas (nematóides) e reguladores de crescimento

(ANVISA, 2018). A Tabela 25 mostra os principais ingredientes ativos (IA) consumidos em SC no ano de 2018 em comparação ao Brasil.

Tabela 25 - Classes de agrotóxicos mais utilizados em Santa Catarina no ano de 2018.

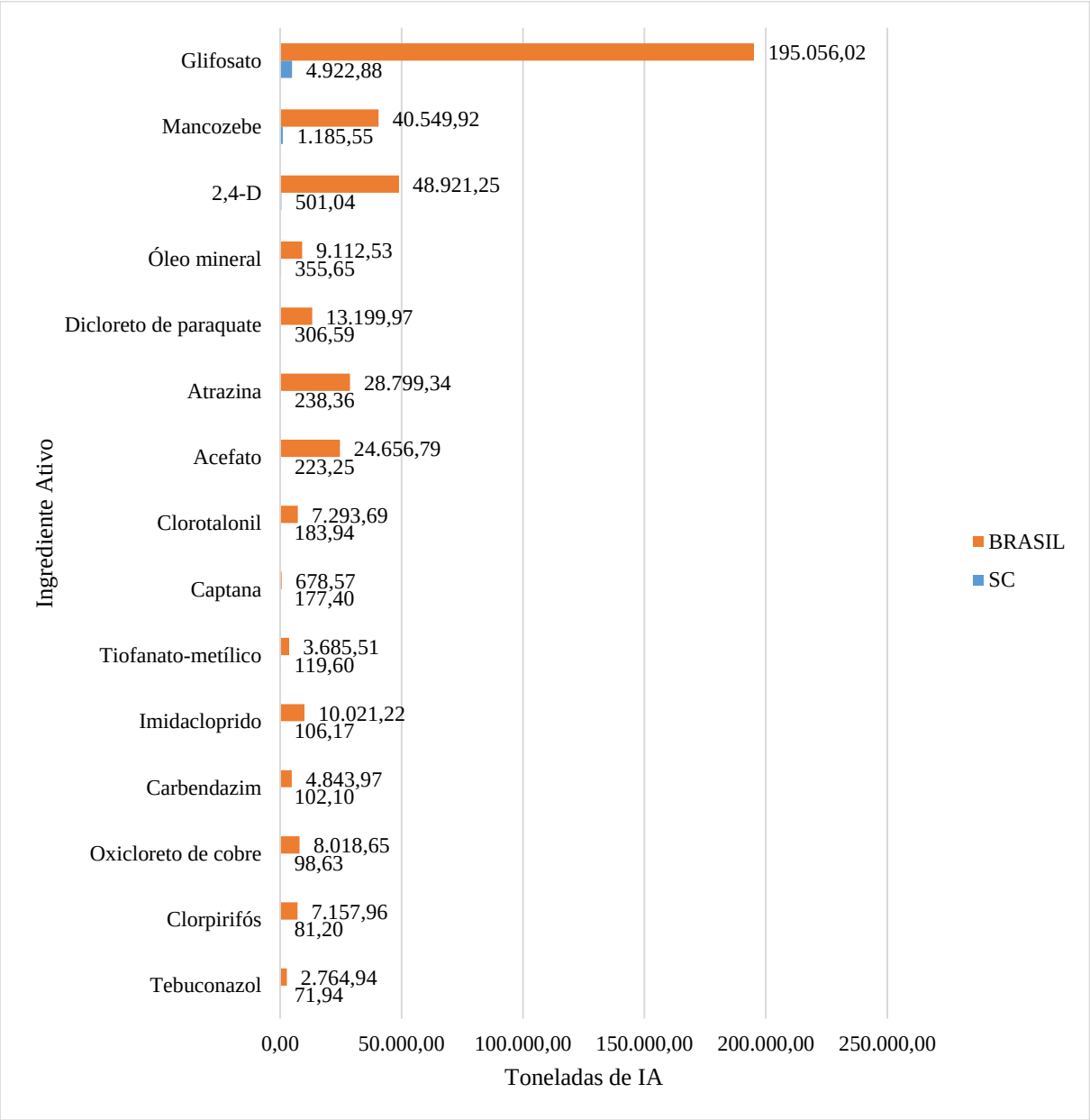
	Toneladas de IA	**(%) comparado ao Brasil**
Herbicida	6.628,09	1,96
Fungicida	2.447,64	3,34
Inseticida	699,37	1,22
Acaricida/Fungicida	461,72	1,32
Inseticida/Acaricida/Fungicida	325,02	7,63
Inseticida/Acaricida	192,96	0,73
Regulador de crescimento	67,65	2,50
Inseticida/Fungicida	33,88	2,21
Fungicida/Bactericida	16,11	1,40
Inseticida/Cupinicida	1,61	0,23
Fungicida, Formicida, Herbicida, Inseticida, Acaricida, Nematicida	1,24	0,31
Acaricida	0,75	0,01
Inseticida/Nematicida	0,42	0,07
Formicida	0,12	0,60
Formicida/Inseticida	0,09	0,36

Fonte: Elaborado pela autora com base em IBAMA, 2019.

Quanto a toxicidade, a ANVISA, por meio da portaria do Sistema Nacional de Vigilância Sanitária (BRASIL, 1992), classifica os agrotóxicos em quatro classes, seguindo o sistema Pantone Matching System (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2015). A classe I (extremamente tóxico) engloba todos os agrotóxicos que tem uma dosagem letal menor ou igual a 5 mg/kg e é representada pela cor vermelha; a cor amarela representa agrotóxicos altamente tóxicos, da classe II, que apresentam dosagem letal entre 5 e 50 mg/kg; os agrotóxicos de classe III (cor azul) são aqueles que tem uma toxicidade média, onde a dosagem letal é entre 50 e 500 mg/kg; já a classe IV (cor verde) é composta por agrotóxicos pouco tóxicos em que a dosagem letal é entre 500 e 5000 mg/kg.

No Brasil e em Santa Catarina, o glifosato foi o agrotóxico mais utilizado no ano de 2018 (IBAMA, 2019). Na Figura 53 pode-se observar os dez agrotóxicos mais consumidos em Santa Catarina no ano de 2018 e a comparação com o consumo nacional.

Figura 53 - Agrotóxicos mais utilizados em Santa Catarina e no Brasil no ano de 2018.



Fonte: Elaborado pela autora com base em IBAMA (2019), 2019.

Em 2018, o Brasil importou 272.571,49 toneladas de produtos técnicos. Produziu 74,25% dos produtos formulados nacionais, importou 25,75% dos produtos formulados que utilizou e exportou 1,36% do valor que comercializou (IBAMA, 2019).

Segundo as vendas das agropecuárias de Bom Retiro em 2017, os agrotóxicos mais utilizados foram: Glifosato, Paraquate, Diurom, Propinebe, Mancozebe e Acefato. Muitos produtores afirmaram comprar os insumos agrícolas de fornecedores das cidades vizinhas também, dependendo do menor preço.

Na Figura 54 e na Tabela 26 pode-se observar os agrotóxicos mais utilizados pelos produtores entrevistados. É possível observar que o Glifosato é o mais citado, nas formas comerciais do Roundup e Zapp QI. O Glifosato é o agrotóxico mais vendido em Bom Retiro (15.922 kg em 2017) e no Brasil (IBAMA, 2016). Estudos comprovam que esse herbicida ativo pode causar câncer e alterar o DNA e estruturas cromossômicas das células humana (IARC, 2015), interferência hormonal em concentração de partículas por milhão (CLAIR et al., 2012), induz à proliferação de células causadoras do câncer de mama humano (THONGPRAKAISANG et al., 2013; SERALINI et al., 2014). De acordo com a lei 7802, fica proibido o registro de agrotóxicos com propriedades carcinogênicas e que causem dano ao meio ambiente (BRASIL, 1989), mas o glifosato é permitido. O glifosato é muito utilizado, inclusive em jardinagem. Atualmente a concentração de glifosato permitida (65 µg/L em água classe I e 180 µg/L em água classe III) na legislação brasileira (BRASIL, 2005), é cinco mil vezes superior ao limite estabelecido na União Europeia (BOMBARDI, 2017), salienta-se que esse agrotóxico será banido na França a partir de 2022 (BBC, 2017).

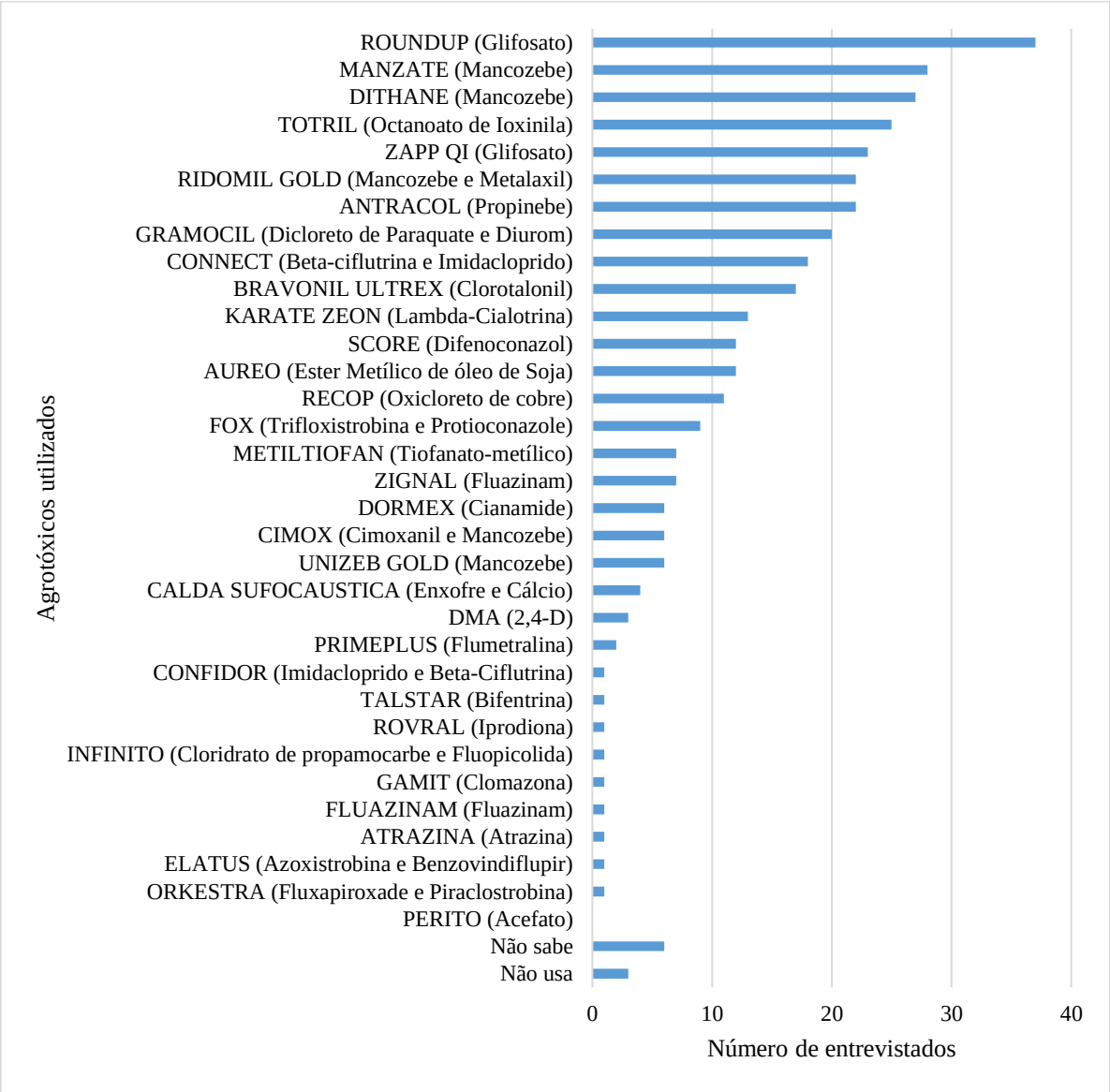
O princípio ativo Mancozebe foi o segundo agrotóxico mais citado pelos entrevistados. O Mancozebe é um acaricida e fungicida extremamente tóxico, muito perigoso, aplicado na região foliar das culturas de cebola, maçã, tomate, uva, entre outros (AGROFIT, 2018) (ANVISA, 2018). Não há LMR estabelecido por legislação. Foram vendidos 6612 kg de Mancozebe em Bom Retiro no ano de 2017.

Os princípios ativos Dicloreto de Paraquate e o Diurom estão presentes num mesmo produto, que foi o terceiro agrotóxico mais vendido em Bom Retiro no ano de 2017 (4660 litros). É um herbicida não sistêmico utilizado nas culturas de algodão, banana, café, cana, citros, milho (AGROFIT, 2018). É um agrotóxico extremamente tóxico, muito perigoso (ANVISA, 2018).

O fungicida Propinebe, teve 4225 kg vendidos em Bom Retiro no ano de 2017, o quarto agrotóxico mais vendido. É utilizado nas culturas de batata, cebola, feijão, fumo, maçã, melão, tomate e uva (AGROFIT, 2018). É altamente tóxico e pouco perigoso ao ambiente (ANVISA, 2018).

O Acefato é o terceiro ingrediente ativo mais vendido no Brasil (IBAMA, 2016) e o quinto mais vendido em Bom Retiro (2245 kg em 2017) é um organofosforado com acentuada neurotoxicidade e suspeita de carcinogenicidade (ANVISA, 2013), aplicado nas culturas de algodão, batata, soja e tomate (AGROFIT, 2018). É um inseticida proibido na União Europeia (BOMBARDI, 2016) e no Brasil é classificado como medianamente tóxico e muito perigoso ao ambiente (ANVISA, 2018).

Figura 54 – Agrotóxicos utilizados pelos agricultores entrevistados.



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Tabela 26 – Classificação dos agrotóxicos citados pelos entrevistados.

Princípio ativo	Fórmula bruta	Nº CAS	Grupo	Classificação toxicológica	Periculosidade ambiental
Glifosato	$C_3H_8NO_5P$	1071-83-6	Herbicida	III	III
Mancozebe	$(C_4H_6N_2S_4Mn)_x$ $(Zn)_y$	8018--01--7	Fungicida	III	I
Octanoato de Ioxinila	$C_{15}H_{17}I_2NO_2$	3861-47-0	Herbicida	II	I
Metalaxil-M	$C_{15}H_{21}NO_4$	70630-17-0	Fungicida	II	III
Propinebe	(C5H8N2S4Zn)x	9016-72-2	Fungicida	IV	II
Dicloreto de Paraquate	$C_{12}H_{14}N_2$	4685-14-7	Herbicida	II	I
Diurom	$C_9H_{10}C_{l2}N_2O$	330-54-1	Herbicida	II	I
Clorotalonil	$C_8C_{l4}N_2$	1897-45-6	Fungicida	II	I
Lambda-Cialotrina	$C_{23}H_{19}ClF_3NO_3$	91465-08-6	Inseticida	II	III
Difenoconazol	$C_{19}H_{17}Cl_2N_3O_3$	119446-68-3	Fungicida	II	I
Beta-ciflutrina	$C_{22}H_{18}Cl_2FNO_3$	68359-37-5	Inseticida	II	II
Imidacloprido	$C_9H_{10}ClN_5O_2$	138261-41-3	Inseticida	II	II
Ester Metílico de óleo de Soja			Caldas	IV	IV
Oxicloreto de cobre	$Cu(OH)_2$	20427-59-2	Fungicida e bactericida	III	IV
Trifloxistrobina	$C_{20}H_{19}F_3N_2O_4$	141517-21-7	Fungicida	II	I
Protioconazole	$C_{14}H_{15}Cl_2N_3O$	178928-70-6	Fungicida	II	I
Tiofanato-metílico	$C_{12}H_{14}N_4O_4S_2$	23564-05-8	Fungicida	III	III
Fluazinam	$C_{13}H_4Cl_2F_6N_4O_4$	79622-59-6	Acaricida e Fungicida	II	I
Cianamide	CH_2N_2	420-04-2	Regulador de crescimento	II	I
Cimoxanil	$C_7H_{10}N_4O_3$	57966-95-7	Fungicida	III	I
2,4-D	$C_8H_6Cl_2O_3$	94-75-7			
Acefato	$C_4H_{10}NO_3PS$	30560-19-1	Inseticida	II	III
Fluxapiroxade	$C_{18}H_{12}F_5N_3O$	907204-31-3	Fungicida	II	III
Piraclostrobina	$C_{19}H_{18}ClN_3O_4$	175013-18-0	Fungicida	II	III
Azoxistrobina	$C_{22}H_{17}N_3O_5$	131860-33-8	Fungicida	II	I
Benzovindiflupir	$C_{18}H_{15}Cl_2F_2N_3O$	1072957-71-1	Fungicida	II	I

Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

3.5 IMPACTOS DOS AGROTÓXICOS

Os principais afetados com o uso de agrotóxicos são os agricultores e os trabalhadores das indústrias de agrotóxicos. Porém, toda a população fica suscetível a exposição de agrotóxicos por meio da água e dos alimentos contaminados (INCA, 2019). 62% dos entrevistados conhecem alguém que já se intoxicou com agrotóxicos. Dentre as pessoas intoxicadas, foram citados o chefe, esposa, pai e mãe, mas as respostas mais citadas foram o próprio entrevistado e muitas outras pessoas que trabalham na agricultura, algo que é comum no cotidiano dos produtores. Os sintomas variaram, mas enjoo foi o mais citado (63,3%), dor de cabeça (40%), tontura (30%) e vômito (20%). Além disso, outros sintomas foram citados, como secura, diarreia, adormecimento na língua, tosse, coceira, feridas cutâneas, desmaio e ardência e inchaço nos olhos.

O município de Bom Retiro apresenta altos índices de intoxicação por agrotóxicos (BOMBARDI, 2017). No Brasil são notificadas oito intoxicações por agrotóxico por dia. Estima-se para que a cada notificação, 50 outras pessoas são intoxicadas, mas não notificam. Em Santa Catarina, 20% dos casos notificados são de crianças e adolescentes (DATASUS, 2017).

Para minimizar a possibilidade de acidente, nenhuma pessoa menor de 18 anos ou maior de 60 pode manipular agrotóxicos. A Instrução Normativa (IN) n. 31 de 2005, especifica que todos os trabalhadores rurais que entram em contato com agrotóxicos devem utilizar equipamentos de proteção individual (EPI), como jaleco, calça, botas, avental, respirador, viseira, touca árabe e luvas (MINISTÉRIO DO TRABALHO E EMPREGO, 2005). Todos os entrevistados usam o EPI apenas no momento de aplicação dos agrotóxicos. Porém, apesar de alguns entrevistados citarem que utilizam EPI, ao serem perguntados sobre os instrumentos em concordância com a IN 31, apenas quatro produtores usam o equipamento de proteção individual completo, 54% usam parcialmente o EPI e 38% não usa nada. O EPI mais utilizado pelos agricultores é a máscara (56%), depois a luva (38%), a bota foi o terceiro EPI mais usado e citado por 34% dos entrevistados e o avental por 28%.

A entrevistada “24” relatou: “meu esposo que lida com o veneno, ele não usa nada, acha que sufoca”. O “25” disse: “comecei a usar de uns anos ‘pra’ cá: luva, máscara e bota”; o 26 “usa EPI às vezes”; o entrevistado “28” afirmou usar só chapéu e roupa fechada, porque o EPI completo agonia; o “38” diz que soa muito usar EPI. O agricultor “39” relatou: “uso só a roupa do couro, meu amigo aplica até descalço; fazer o quê, se não passar veneno, não dá nada, nem no quintal”. O trabalhador “49” disse que seu chefe mexe o veneno com a mão, sem luva. Já o “30” afirmou: “não posso com agrotóxicos, fico ruim, mas não tem outra opção, uso às vezes o EPI”. O entrevistado 13 disse que seu filho só lembra de usar máscara e luva quando passa mal.

Sobre os impactos na saúde, o entrevistado “13” não lembrava o nome do agrotóxico que não estava na lista, então falou “aquele catinguento”. O 21 relatou que passa mal com um agrotóxico se sentir o cheiro a até dois quilômetros de distância. Isso mostra que o contato dos produtores com os agrotóxicos é intenso. É preocupante a exposição dos seres humanos aos metais pesados no ambiente (ar, solo, água, sedimentos, alimentos e biota) por vias respiratórias, placentárias, cutâneas ou digestivas (MENDES, 2007)

Alguns produtores descreveram alguns impactos que eles observam com a chegada do plantio de soja na região. O produtor “41” falou que estão arrancando toda a maçã, que é carcterística de anos na região, para plantar soja. O “47” afirmou: “o veneno da soja está matando tudo, até meus pés de laranja, mesmo estando a dois quilômetros de distância”. No Brasil, a soja geneticamente modificada vem substituindo diversas culturas. Tem um baixo custo de produção e possui um alto impacto no aquecimento global e na acidificação da água (ERIKSSON, 2018).

As pragas vão se tornando mais resistentes aos pesticidas e novos ingredientes ativos de agrotóxicos estão sendo constantemente formulados (RAMAKRISHNAN, et al., 2019). O entrevistado “23” falou: “Esses venenos são só gasto, antigamente usava só um na cebola na estufa, mas agora cada ano ‘ta’ mais ruim de matar”. A pesquisa para o desenvolvimento de novos ingredientes ativos leva em torno de onze anos até ser lançado no mercado e envolve mais de US $ 286 milhões (MCDOUGALL, 2016). CRIBB (2016) fez uma pesquisa e chegou a conclusão que cada refeição de uma pessoa contém cerca de 0,3 g de pesticidas.

A quantidade de agrotóxicos que atingem as pragas-alvo é <0,1% e o restante contamina todos os outros recursos. Portanto, a contaminação do solo, da água e do ar tem sérios impactos na saúde pública e na biota (GUILLETTE JR. e IGUCHI, 2012). Além disso, os agrotóxicos bioacumulam na cadeia alimentar e acontece a magnificação trófica, onde os produtos tóxicos se acumulam em maiores concentrações nos mais altos níveis tróficos da cadeia alimentar (SIMMONET-LAPRADE et al., 2019). O entrevistado “27” usa o milho para tratar a vaca e vende o leite, o produtor “36” falou que seu irmão morreu intoxicado com o agrotóxico após tomar leite, além disso, disse que já viu o pássaro sabiá comer frutos após passagem do veneno e morrer na hora.

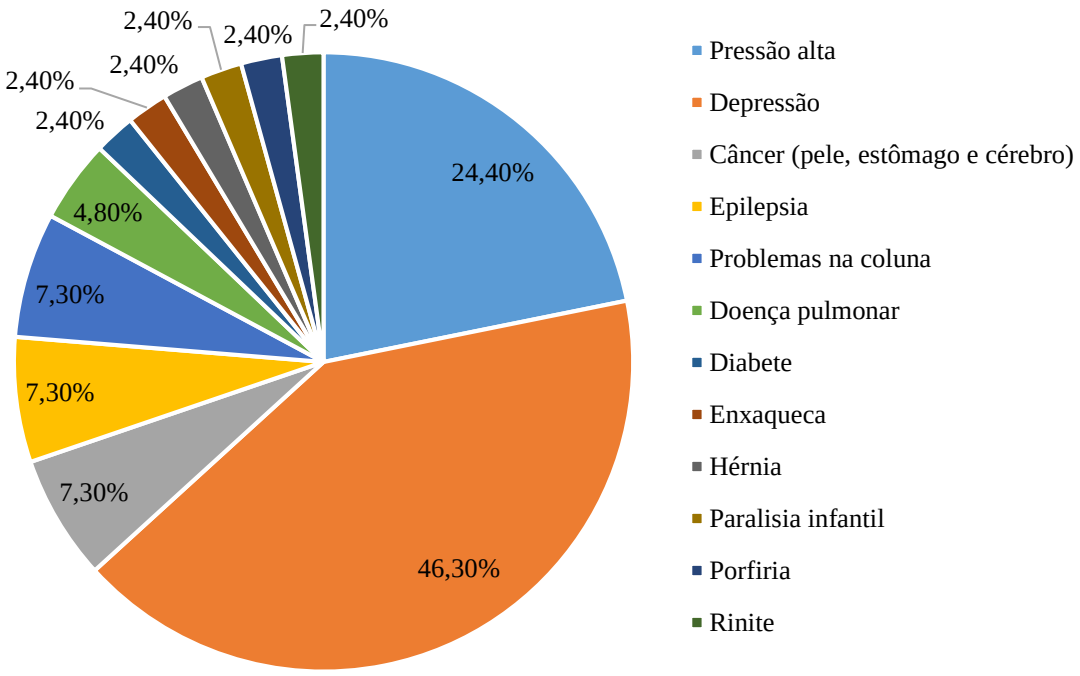
Dentre os impactos desses produtos, o entrevistado “35” relatou: “A soja está matando muita abelha. Morre muito, há três anos foi mais intenso, mas percebi que fazem uns quize anos, que a cada ano diminui”. A poluição por agrotóxicos é um dos principais fatores associados ao declínio do número de insetos (SANCHEZ-BAYO e WYCKHUYS, 2019). Não apenas os insetos que são considerados pragas são afetados por esses produtos, pois as

populações de abelhas e outros polinizadores também estão sofrendo declínio (GRAB et al., 2019). Diminuiu aproximadamente 37% das populações de abelhas na Europa devido ao uso de agrotóxicos (NIETO et al., 2014).

Sobre a aplicação, 48% das famílias usam o trator para aplicar os agrotóxicos, 40% usam a bomba costal, 6% usam os dois, dependendo da cultura. As pulverizações aéreas proporcionam a dispersão das substâncias no meio ambiente (INCA, 2019). No trabalho, as formas de exposição do agricultor são o contato dérmico, oral ou inalatório. O contato com a roupa dos trabalhadores pode ser uma forma de contaminação por agrotóxicos. O entrevistado "8" relatou que "chegava em casa todo branco de veneno para o fumo".

A exposição aos agrotóxicos pode causar efeitos agudos ou crônicos. Os efeitos agudos aparecem rapidamente através de irritação na pele, ardência, desidratação, alergias, ardência no nariz, boca, tosse, dor no peito, coriza, dificuldade de respirar, irritação na garganta e boca, dor de estômago, náuseas, vômitos, diarreia, dor de cabeça, fraqueza, tremores e irritabilidade (INCA, 2019). Os efeitos crônicos são dificuldade para dormir, esquecimento, depressão, alteração hormonal e do funcionamento do fígado e dos rins, malformação congênita e câncer (INCA, 2019). As doenças mais comuns que ocorrem na família dos entrevistados estão expressas na Figura 55.

Figura 55 – Doenças mais comuns que acontecem na família dos agricultores



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Campos, Sarpa e Barros (2016) associaram transtornos mentais com o uso de agrotóxicos do tabaco. Outro estudo, realizado na Coreia, foi descoberto uma associação positiva entre intoxicação por pesticidas e depressão (KOH et. al, 2017). Contaminação ambiental, intoxicações, tentativas de suicídio, malformações congênitas e doenças crônicas são alguns problemas que podem ser causados pelos agrotóxicos (PIGNATI, MACHADO e CABRAL, 2007; CARNEIRO et al., 2015; MENCK, 2015; BOMBARDI, 2016; DUTRA e FERREIRA, 2017).

Em 2013, o Ministério da Saúde contabilizou 1796 tentativas de suicídio com agrotóxicos de uso agrícola no Brasil. Estudos mostram a relação de agrotóxicos, principalmente os organofosforados, com o aumento na tentativa de suicídio de uma população (PIRES et al., 2005; ARAÚJO et al., 2007). De 2007 a 2014, 1186 pessoas morreram intoxicadas por agrotóxicos de uso agrícola no Brasil (DATASUS, 2017).

No Brasil há redução de 60% do ICMS (Imposto sobre circulação de Mercadorias e Serviços) e isenção total do PIS/COFINS (Programa de Integração Social / Programa de Formação do Patrimônio do Servidor) e do IPI (Imposto sobre Produtos Industrializados) para comércio de agrotóxicos, o que acaba incentivando ainda mais a utilização desses produtos químicos (MINISTÉRIO DA FAZENDA, 1997; BRASIL, 2005).

4 CONCLUSÃO

Bom Retiro possui intensa atividade agropecuária e muitos pequenos produtores trabalham nas áreas rurais do município. Observou-se o baixo nível de escolaridade dos produtores, que apresentam muita dificuldade para entender os impactos desses produtos para a saúde das pessoas. Apesar de saberem que faz mal, eles não conseguem descrever o exato motivo e muitos se quer se preocupam com sua própria saúde. Além disso, as questões econômicas dos produtores também são muito importantes. Muitos produtores não usam os equipamentos de proteção individual e alguns não fazem a gestão correta das embalagens de agrotóxicos após o uso do produto.

As questões econômicas, de produtividade e a falta de mão-de-obra qualificada tornam mais viáveis a utilização de diversos insumos agrícolas, que são muito dinâmicos e sofrem reformulação de acordo com as necessidades produtivas. O produtor possui um conhecimento prático muito intenso. Porém, o sistema produtivo pode fazer com que a venda e consequentemente, o consumo em excesso dos insumos agrícolas seja ainda maior.

O Brasil é líder mundial na utilização de agrotóxicos, pois possui vasto território e muitas áreas agrícolas. A legislação brasileira é muito restritiva quanto ao uso dos agroquímicos, apesar de que nem tudo está sendo cumprido, como exemplo a fiscalização nas propriedades. Ações de educação ambiental sobre os impactos dos produtos agrícolas se tornam essenciais para que os produtores compreendam os reais problemas que esses insumos podem causar à sua saúde e ao meio ambiente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Norma Brasileira nº 13.968**, Embalagem rígida vazia de agrotóxico - Procedimentos de lavagem, NBR 13.968, 1997.

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. São Paulo, 2016.

AGROFIT, 2018. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Sistema de Agrotóxicos Fitossanitários.** Disponível em: <http://agrofit.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons>. Acesso em: 10 mar. 2018.

ANVISA (AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA), 2013. Diário oficial da União, Nº 193, sexta-feira, 4 de outubro de 2013, ISSN 1677-7042. Disponível em < http://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?data=04/10/2013&jornal=1&pagina=115&totalArquivos=196>. Acesso em: 10 mar. 2018.

ANVISA (AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA), 2013. **Resolução - RDC n.42, de 29 de Agosto de 2013**. Disponível em: <portal.anvisa.gov.br/wps/wcm/connect/8100bb040eac2e8b590b79cca79f4cf/RDC+n%C2%BA+42_2013_fi nal. pdf?MOD=AJPERES>. Acesso em: 10 mar. 2018.

ANVISA (AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA), 2018. **Agrotóxico, herbicida e pesticida.** Disponível em: < http://portal.anvisa.gov.br/resultado-de-busca?p_p_id=101&p_p_lifecycle=0&p_p_state=maximized&p_p_mode=view&p_p_col_id=column-1&p_p_col_count=1&_101_struts_action=%2Fasset_publisher%2Fview_content&_101_assetEntryId=2861541&_101_type=content&_101_groupId=219201&_101_urlTitle=agrotoxico-erbicida-e-pesticida&inheritRedirect=true>. Acesso em: 10 abr. 2018.

ANVISA (AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA), 2018. **Regularização de Produtos – Agrotóxicos.** Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/registros-e-autorizacoes/agrotoxicos/produtos/monografia-de-agrotoxicos/autorizadas>. Acesso em 10 abr. 2018.

ARAÚJO, A.; LIMA, J.; JACOB, S.; SOARES, M; MONTEIRO, M; AMARAL, A.; KUBOTA, A.; MEYER, A.; CONSENZA, C.; NEVES, C; MARKOWITZ, S. **Exposição múltipla a agrotóxicos e efeitos à saúde: estudo transversal em amostra de 102 trabalhadores rurais.** Nova Friburgo, RJ. Ciência e Saúde Coletiva. Rio de Janeiro, 12: 115-130, 2007.

BARBOSA, L.C.A. **Os pesticidas, o homem e o meio ambiente.** Minas Gerais: Ed. UFV, 2004.

BAUER, M. W.; GASKELL, G. **Pesquisa qualitativa com texto, imagem e som: um manual prático**. Editora Vozes Limitada, 2017.

BBC, British Broadcasting Corporation, 2017. **EU settles dispute over major weedkiller glyphosate.** Disponível em: <http://www.bbc.com/news/world-europe-42135437>. Acesso em 10 mai. 2018.

BERTUZZI, D.; PASKULIN, L. M. G.; MORAIS, E. P. Arranjos e rede de apoio familiar de idosos que vivem em uma área rural. **Texto & contexto enfermagem.** Florianópolis. Vol. 21, n. 1 (jan./mar. 2012), p. 158-166, 2012.

BOMBARDI, L. **Pequeno Ensaio Cartográfico Sobre o Uso de Agrotóxicos no Brasil**. São Paulo: Laboratório de Geografia Agrária, USP, 2016.

BOMBARDI, L. M. **Geografia do Uso de Agrotóxicos no Brasil e Conexões com a União Europeia.** São Paulo: FFLCH – USP, 2017.

BRAIBANTE, M. E. F.; ZAPPE, J. A. **A química dos agrotóxicos.** Química Nova na Escola, v. 34, n. 1, p. 10-15, 2012.

BRASIL, 1973. Lei nº 5.889, de 8 de junho de 1973. **Estatui normas reguladoras do trabalho rural.** Brasília, 1973.

BRASIL, 1985. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Gabinete do Ministro. **Portaria nº 329,** de 02 de setembro de 1985. Brasília, 1985.

BRASIL, 1989. **Lei no 7.802, de 11 de julho de 1989.** Dispõe sobre agrotóxicos. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l7802.htm>. Acesso em: 22 abr. 2018.

BRASIL, 1992. **Portaria SNVS n. 03, de 16 de janeiro de 1992**. Ratifica os termos das "Diretrizes e orientações referentes à autorização de registros, renovação de registro e extensão de uso de produtos agrotóxicos e afins. Em: Ministério da Agricultura e do Abastecimento. Legislação federal de agrotóxicos e afins.

BRASIL, 1994. Ministério do Trabalho/Secretaria de Segurança e Saúde no Trabalho. **Portaria N.º 24, de 29 de dezembro de 1994**. D.O.U. de 30/12/94. 1994.

BRASIL, 2000. **Lei nº 9.974,** de 6 de junho de 2000. Altera a Lei no 7.802, de 11 de julho de 1989, que dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. Diário Oficial da União, República Federativa do Brasil, Brasília, 2000.

BRASIL, 2002. **Decreto n. 4.074**, de 04/01/2002. Regulamenta a Lei no 7.802, de 11 de julho de 1989, que dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. Diário Oficial da União, República Federativa do Brasil, Brasília, 2002.

BRASIL, 2005. **Decreto n. 5.360, de 31 de janeiro de 2005.** Promulga a Convenção sobre Procedimento de Consentimento Prévio Informado para o Comércio Internacional de Certas Substâncias Químicas e Agrotóxicos Perigosos, Brasília, DF, 2005. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2005/decreto/D5360.htm>. Acesso em 17 mai. 2018.

BRASIL, 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a Classificação dos Corpos de água e Diretrizes Ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 18 mar. 2005. p. 58-63.

BRASIL, 2006. **Decreto n. 5.981, de 06 de dezembro de 2006.** Dá nova redação e inclui dispositivos ao Decreto no 4.074, de 4 de janeiro de 2002, que regulamenta a Lei no 7.802, de 11 de julho de 1989, que dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins. Diário Oficial da União, República Federativa do Brasil. Brasília, 2006.

BRASIL, 2010. Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos**; altera a Lei n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF: Planalto, Casa Civil, DOU 3 ago. 2010.

BRASIL. Ministério do Trabalho, 2002. **Norma Regulamentadora 7**. Disponível em: <http://trabalho.gov.br/images/Documentos/SST/NR/NR7.pdf>. Acesso em: 10 set. 2018.

BUTTO, A.; DANTAS, I. **Autonomia e cidadania**: políticas de organização produtiva para as mulheres no meio rural. Brasília, DF: Ministério do Desenvolvimento Agrário, 2011.

CAMPOS, Ÿ.; DA SILVA DOS, V. S. P.; DE MELLO SARPA, M. C.; BARROS, U. O. Exposure to pesticides and mental disorders in a rural population of Southern Brazil. **Neurotoxicology**, 56, 7-16, 2016.

CARNEIRO, F. (Org). **Dossiê ABRASCO: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde.** Rio de Janeiro: EPSJV; São Paulo: Expressão Popular, 2015.

CARSON, R. **Silent spring.** Ed. Houghton Mifflin, Nova York, 1962.

CLAIR, E; MENSNAGE R.; TRAVERT, C; SÉRALINI G. **A glyphosate-based herbicide induces necrosis and apoptosis in mature rat testicular cells in vitro, and testosterone decrease at lower levels.** Toxicol In Vitro. 2012 Mar: 269-79. doi: 10.1016/j.tiv.2011.12.009DOI: 10.1016/j.tiv.2011.12.009.

COMTRADE. Metadata & Reference: commodities list. 2014. Disponível em: <http:// comtrade.un.org/db/mr/rfCommoditiesList.aspx?px=H3&cc=3808>. Acesso em 16 mar. 2018.

CRIBB, J. Surviving the 21st Century: **Humanity's Ten Great Challenges and How We Can Overcome Them**. Springer, 2016.

DAVIS, F. R. **Banned: a history of pesticides and the science of toxicology.** New Haven: Yale University Press. 2014.

DELGADO, G. C.; BERGAMASCO, S. M. P. P. **Agricultura familiar brasileira: desafios e perspectivas de futuro.** Brasília: Ministério do Desenvolvimento Agrário, 2017.

DUTRA, L.; FERREIRA, A. Associação entre malformações congênitas e a utilização de agrotóxicos em monoculturas no Paraná**,** Brasil. In: **Saúde e Debate**. Rio de Janeiro, v. 41, n. especial, p. 241-253. Junho, 2017.

EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). Scientific Opinion on the risks to public health related to the presence of nickel in food and drinking water. **EFSA Journal**. 2015.

ERIKSSON, M.; GHOSH, R.; HANSSON, E.; BASNET, S.; LAGERKVIST, C. J. Environmental consequences of introducing genetically modified soy feed in Sweden. **Journal of cleaner production**, v. 176, p. 46-53, 2018.

EUROPE, DIRECTIVA 91/414/CEE, 1991. **Council Directive 91/414 of 15 July 1991 concerning the placing of plant protection products on the market.** Disponível em <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FRN/TXT/?uri=celex:31991L0414>. Acesso em

FAO. No Brasil, 13% dos agricultores são mulheres. Notícias FAO. 2013. Disponível em: <https://www. fao.org.br/nB13pasm.asp>. Acesso em: 15 jul. 2019.

GRAB, H.; BRANSTETTER, M.G.; AMON, N.; URBAN-MEAD, K.R.; PARK, M.G.; GIBBS, J.;BLITZER, E.J.; POVEDA, K.; LOEB, G.; DANFORTH, B.N. **Agriculturally dominated landscapes reduce bee phylogenetic diversity and pollination services**. Science 363, 282–284, 2019.

GRIPPI, S. Lixo, reciclagem e sua história: guia para as prefeituras brasileiras. In: **Lixo, reciclagem e sua história: guia para as prefeituras brasileiras.** 2001.

GUILLETTE JR, L. J.; IGUCHI, T. Life in a Contaminated World. **Science** 28 Sep 2012.

HARARI, Y. N. **Sapiens: A Brief History of Humankind.** Vintage, New York, 2016.

INCA (INSTITUTO NACIONAL DE CÂNCER). Agrotóxico. Disponível em: <https://www.inca.gov.br/exposicao-no-trabalho-e-no-ambiente/agrotoxicos>. Acesso em: 28 out. 2019.

IARC. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Vol 100, **A Review of Human Carcinogens**. Lyon, France: International Agency for Research on Cancer. 2016. Disponível em: http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/PDFs/index.php. Acesso: 02 de junho, 2016.

IARC (International Agency for Research on Cancer), 2015. **Evaluation of five organophosphate insecticides and herbicides.** Disponível em: <http://dados.contraosagrotoxicos.org/pt_PT/dataset/classificacao-do-iarc-agencia-

internacional-de-pesquisa-em-cancer/resource/2a661124-9236-40b9-b8f0-ea390cedd22a>. Acesso em: 15 mai. 2018.

IBAMA – INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS, 2016. **Relatório de Comercialização de Agrotóxicos.** Disponível em <http://www.ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos#sobreosrelatorios>. Acesso em 10 mai. 2018.

IBAMA – INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS, 2019. **Relatório de Comercialização de Agrotóxicos.** Disponível em <http://www.ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos#sobreosrelatorios>. Acesso em 10 nov. 2019.

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Portaria normativa IBAMA nº 84, de 15 de outubro de 1996**. Brasília, 1996.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2010. **IBGE Cidades.** Disponível em: http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1. Acesso em: 01 mai. 2018.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2017 **IBGE Cidades.** Disponível em: http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1. Acesso em: 01 mai. 2018.

KOH, S. B., KIM, T. H., MIN, S., LEE, K., KANG, D. R., & CHOI, J. R. (2017). Exposure to pesticide as a risk factor for depression: A population-based longitudinal study in Korea. **Neurotoxicology**, 62, 181-185.

MENDONÇA, J. P. **Desenvolvimento e validação de um sistema de treinamento de procedimentos de ordenha para trabalhadores rurais com diferentes níveis de escolaridade.** 2018.

MAIA, A. G.; BUAINAIN, A. M. O novo mapa da população rural brasileira. Confins. **Revue franco-brésilienne de géographie/Revista franco-brasilera de geografia**, n. 25, 2015.

MATTEI, L. F. **Impactos do PRONAF análise de indicadores.** IICA, 2005.

MCDOUGALL, P. The cost of new agrochemical product discovery, development and registration in 1995, 2000, 2005–8 and 2010 to 2014. R&D expenditure in 2014 and expectations for 2019. A consultancy study for CropLife International, **CropLife America and the European Crop Protection Association**, 2016.

MENCK, V. **Intoxicação do(a) Trabalhador(a) Rural por Agrotóxicos: (sub)notificação e (in)visibilidade nas políticas públicas.** Dissertação. Programa de Mestrado Interdisciplinar em Ciências Humanas e Sociais Aplicadas. Faculdade de Ciências Aplicadas. Unicamp. Limeira. 2015.

MENDES, R. **Patologia do trabalho**. 2ª ed. atual. e ampl. São Paulo: Atheneu, 2007. p.1664.

Ministério da Fazenda. Convênio ICMS 100/97. Brasília, 1997. Disponível em: < https://www.confaz.fazenda.gov.br/legislacao/convenios/1997/CV100_97>

Ministério da Saúde, DATASUS, 2006 – 2018. Epidemiológicas e Morbidade – Intoxicação por Agrotóxicos. Disponível em: <http://tabnet.datasus.gov.br/cgi/deftohtm.exe?sinannet/cnv/Intoxbr.def>. Acesso em 10 mai. 2018.

MINISTÉRIO DO TRABALHO E EMPREGO. NR 31 - Segurança e Saúde no Trabalho na Agricultura, Pecuária, Silvicultura, Exploração Florestal e Aquicultura. Disponível em: <http://portal.mte.gov.br/data/files/8A7C812D2E7318C8012F53EC9BF67FC5/NR-31 (atualizada).pdf>. Acesso em: 16 mai. 2018.

NATIONAL GEOGRAPHIC. **Liberação recorde reacende debate sobre uso de agrotóxicos no Brasil.** Disponível em <https://www.nationalgeographicbrasil.com/meio-ambiente/2019/07/liberacao-recorde-reacende-debate-sobre-uso-de-agrotoxicos-no-brasil-entenda>. Acesso em: 20 out. 2019.

NIETO, A.; ROBERTS, S.P.M.; KEMP, J.; RASMONT, P.; KUHLMANN, M.; GARCÍA CRIADO; M.,F. **Sgolastra Biological Conservation 241 (2020) European RedList of Bees. Publication Office of the European Union, Luxembourg.** https://doi.org/10.2779/77003, 2019.

OLIVEIRA, A. U. A mundialização do capital e a crise do neoliberalismo: o lugar mundial da agricultura brasileira. **Geousp – Espaço e Tempo (Online)**, v. 19, n. 2, p. 229-245, ago. 2015. ISSN 2179-0892.

PELAEZ, V; SILVA, L. R.; GUIMARÃES, T. A.; DAL RI, F; TEODOROVICZ, T. A. (Des)coordenação de políticas para a indústria de agrotóxicos no Brasil. **Revista Brasileira de Inovação.** Volume 14. Campinas (SP), nº esp., p. 153-178, Julho 2015.

PIGNATI, W.; MACHADO, J.; CABRAL, J. **Acidente rural ampliado: o caso das "chuvas" de agrotóxicos sobre a cidade de Lucas do Rio Verde – MT.** Ciência e Saúde Coletiva. Rio de Janeiro, 12: 105-114, 2007.

PIRES, D.; CALDAS, E.; RECENA, M. Uso de agrotóxicos e suicídios no Mato Grosso do Sul, Brasil. **Caderno de Saúde Pública**. Rio de Janeiro, 21: 598-605, mar-abr, 2005.

RAMAKRISHNAN, B.; VENKATESWARLU, K.; SETHUNATHAN, N.; MEGHARAJ, M. Local applications but global implications: Can pesticides drive microorganisms to develop antimicrobial resistance?. **Science of The Total Environment**, v. 654, p. 177-189, 2019.

RUSSELL, E. **War and nature: fighting humans and insects with chemicals from World War I to Silent Spring.** Cambridge University Press, 2001.

SANCHEZ-BAYO, F.; WYCKHUYS, K.A.G. Worldwide decline of the entomofauna: a review of its drivers**. Biol. Conserv**. 232, 8–27, 2019.

SANTA CATARINA, 2017. Decreto nº 1.331 de 16/10/2017. **Regulamenta a Lei n° 11.069, de 1998, que dispõe sobre o controle da produção, comércio, uso, consumo, transporte e**

armazenamento de agrotóxicos, seus componentes e afins no território do Estado de Santa Catarina, e adota outras providências. Santa Catarina, Publicado no DOE - SC em 17 out 2017.

SÉRALINI, G.; CLAIR, E.; MESNAGE, R.; GRESS, S.; DEFARGE, N.; MALATESTA, M.; HENNEQUIN, D.; VENDÔMOIS, J. **Republished study: long-term toxicity of a Roundup herbicide and a Roundup-tolerantgenetically modified maize**. Environmental Sciences Europe, December 2014.

SIMMONET-LAPRADE, C.; BUDZINSKI, H.; BABUT, M.; LE MENACH, K.; MUNOZ, G.; LAUZENT, M.; LABADIE, P. Investigation of the spatial variability of poly-and perfluoroalkyl substance trophic magnification in selected riverine ecosystems. **Science of the total environment**, v. 686, p. 393-401, 2019.

SOUZA, V. L. B.; LIMA, V.; HAZIN, C. A.; FONSECA, C. K. L.; SANTOS, S. O. Biodisponibilidade de metais-traço em sedimentos: uma revisão. **Brasilian Journal of Radiation Sciences**, v.3, p.01-13, 2015

SYNGENTA, 2014. Annual Review 2014. Disponível em <http://annualreport2014.syngenta.com/>

THONGPRAKAISANG, S.; THIANTANAWAT, A.; RANGKADILOK, N.; SURIYO, T., SATAYAVIVAD, J. **Glyphosate induces human breast cancer cells growth via estrogen receptors.** Food Chem Toxicol. 2013 Sep, 129-36. doi: 10.1016/j.fct.2013.05.057.

USNWORTH, J. **History of pesticide use**. IUPAC, 2010. Disponível em: < https://agrochemicals.iupac.org/index.php?option=com_sobi2&sobi2Task=sobi2Details&catid=3&sobi2Id=31>. Acesso em: 10 mai 2018.

WÖHLER, F. **Ueber das Beryllium und Yttrium**. Annalen der Physik, v. 89, n. 8, p. 577-582, 1828.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Monitorar a qualidade das águas superficiais, dos sedimentos e dos solos é extremamente importante para a qualidade ambiental. As atividades antrópicas, como a agricultura e a pecuária, causam diversos impactos ao meio e contribuem para o aumento da concentração de metais nos recursos naturais. O uso e ocupação do solo está intimamente ligado à qualidade das águas e dos sedimentos e, consequentemente, com a saúde da população.

As amostras de solos e sedimentos não apresentaram concentrações de metais acima do limite máximo permitido na legislação. Porém, as altas concentrações de cromo encontradas na água superficial da área de estudo fizeram com que quatorze amostras fossem classificadas como de classe IV. Os fertilizantes fosfatados e os agrotóxicos podem lixiviar e contribuir para o aumento da concentração de metais no corpo hídrico.

Foi possível observar a falta de consciência da maioria dos produtores sobre os impactos negativos que os agrotóxicos causam à saúde da população e ao ambiente. Recomenda-se uma maior interação da comunidade com os órgãos públicos, para que a consciência ambiental da população seja despertada e os impactos mitigados. Este trabalho pode ser usado para contribuir com a orientação dos produtores e projetos de extensão podem surgir objetivando levar informações e assistência aos trabalhadores rurais. Além disso, como medida mitigatória se faz necessário fiscalizar a retirada da mata ciliar, que é ausente ou pequena na maioria das áreas, isso faz com que a lixiviação de poluentes para o corpo hídrico aconteça com maior frequência.

Este estudo buscou realizar uma caracterização geral dos metais nas áreas agrícolas, visto que foi a primeira vez que foi realizado esse tipo de estudo na região. Sugere-se que seja realizado o monitoramento ambiental, estudos das espécies vegetais e a especiação do cromo. Além disso, há um reconhecimento comprovado de que processos de remediação natural como a biorremediação e fitorremediação, podem contribuir de maneira significativa no controle das plumas de contaminação no solo e águas subterrâneas.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Localização dos pontos de coleta de solo.

Tabela 27 - Coordenadas dos pontos de coleta de solo

	Latitude	**Longitude**
Solo 01	27°49'33.3"S	049°34'11.8"O
Solo 02	27°50'28.7"S	049°31'40.0"O
Solo 03	27°50'19.8"S	049°29'36.2"O
Solo 04	27°46'39.5"S	049°31'00.9"O
Solo 05	27°40'55.9"S	049°28'49.7"O
Solo 06	27°49'33"S	049°34'04.6"O
Solo 07	27°49'41.3"S	049°34'10.4"O
Solo 08	27°49'59.9"S	049°34'22.0"O
Solo 09	27°49'52.2"S	049°33'53.6"O
Solo 10	27°49'49.3"S	049°33'29.2"O
Solo 11	27°49'06.9"S	049°32'09.8"O
Solo 12	27°50'28.9"S	049°31'43.2"O
Solo 13	27°51'53"S	049°30'21.8"O
Solo 14	27°52'21.4"S	049°29'29.8"O
Solo 15	27°50'57.9"S	049°30'43.9"O
Solo 16	27°50'55.3"S	049°28'57.1"O
Solo 17	27°50'20.4"S	049°29'36.0"O
Solo 18	27°51'38.6"S	049°27'56.0"O
Solo 19	27°51'17.4"S	049°27'15.4"O
Solo 20	27°52'07.8"S	049°27'40.8"O
Solo 21	27°48'55.4"S	049°31'57.0"O
Solo 22	27°47'24.7"S	049°30'33.8"O
Solo 23	27°46'38.3"S	049°30'58.2"O
Solo 24	27°45'17.7"S	049°30'21.2"O
Solo 25	27°43'53.3"S	049°30'01.6"O
Solo 26	27°43'42.8"S	049°30'07.9"O
Solo 27	27°43'08.3"S	049°28'30.2"O
Solo 28	27°42'54.4"S	049°28'22.8"O
Solo 29	27°42'24.3"S	049°28'40.8"O
Solo 30	27°41'40.7"S	049°28'34.2"O
Solo 31	27°40'59.3"S	049°28'52.0"O
Solo 32	27°41'11.5"S	049°29'19.6"O
Solo 33	27°41'31.5"S	049°29'38.2"O
Solo 34	27°43'28.9"S	049°30'24.2"O
Solo 35	27°43'15.7"S	049°30'35.4"O

APÊNDICE B – Concentração de metais pesados nas amostras de solo analisadas.

Tabela 28 - Concentração de metais pesados (mg/kg) e pH nas amostras de solo analisadas.

	Cd	**Cu**	**Cr**	**Fe**	**Ni**	**Pb**	**Zn**	**pH**
Solo T01	<LD	<LD	0,206	323,433	<LD	1,155	1,444	4,833
Solo T02	<LD	0,023	<LD	347,033	<LD	<LD	2,188	4,867
Solo T03	<LD	<LD	<LD	287,333	<LD	0,359	1,803	4,750
Solo T04	<LD	<LD	<LD	304,667	<LD	<LD	1,377	4,700
Solo T05	<LD	<LD	<LD	297,833	<LD	<LD	1,294	4,733
Solo 06	<LD	0,074	1,164	358,967	<LD	<LD	1,164	5,667
Solo 07	<LD	<LD	<LD	323,567	<LD	<LD	1,470	6,100
Solo08	<LD	<LD	0,107	329,300	<LD	<LD	0,338	7,550
Solo 09	<LD	<LD	0,806	273,567	<LD	<LD	0,970	7,200
Solo 10	<LD	<LD	<LD	185,333	<LD	<LD	0,799	7,087
Solo 11	<LD	<LD	<LD	245,367	<LD	<LD	0,402	5,117
Solo 12	<LD	0,048	<LD	344,800	<LD	0,297	2,089	5,600
Solo 13	<LD	0,126	<LD	411,800	<LD	<LD	2,388	4,950
Solo 14	<LD	0,203	<LD	359,133	<LD	<LD	2,056	6,480
Solo 15	<LD	0,112	<LD	321,667	<LD	<LD	1,157	5,630
Solo 16	<LD	<LD	<LD	394,533	<LD	<LD	1,798	6,580
Solo 17	<LD	<LD	<LD	274,100	<LD	<LD	1,059	4,717
Solo 18	<LD	<LD	<LD	293,867	<LD	<LD	1,433	7,587
Solo 19	<LD	<LD	<LD	283,967	<LD	<LD	0,793	5,600
Solo 20	<LD	<LD	<LD	242,667	<LD	0,200	1,375	5,650
Solo 21	<LD	<LD	<LD	260,500	<LD	<LD	0,539	5,500
Solo 22	<LD	<LD	<LD	293,100	<LD	<LD	1,237	6,540
Solo 23	<LD	<LD	0,317	215,133	<LD	<LD	0,365	5,260
Solo 24	<LD	<LD	0,196	276,400	<LD	<LD	0,582	5,920
Solo 25	<LD	<LD	<LD	263,100	<LD	<LD	1,319	6,780
Solo 26	<LD	<LD	<LD	275,900	<LD	<LD	1,341	7,480
Solo 27	<LD	<LD	<LD	216,433	<LD	<LD	1,732	5,790
Solo 28	<LD	<LD	<LD	250,267	<LD	<LD	0,503	6,890
Solo 29	<LD	<LD	<LD	285,467	<LD	<LD	0,348	6,680
Solo 30	<LD	<LD	<LD	282,667	<LD	<LD	0,847	4,370
Solo 31	<LD	<LD	<LD	318,600	<LD	<LD	0,436	5,460
Solo 32	<LD	<LD	<LD	318,800	<LD	<LD	3,873	4,670
Solo 33	<LD	<LD	<LD	330,133	<LD	<LD	5,968	6,910
Solo 34	<LD	<LD	<LD	287,400	<LD	<LD	2,893	5,510
Solo 35	<LD	0,181	0,933	374,967	<LD	<LD	3,424	6,280

APÊNDICE C – Localização dos pontos de coleta da água superficial e sedimentos.

Tabela 29 - Coordenadas dos pontos de coleta de água superficial e sedimentos

	Latitude	**Longitude**
A01	27°49'38.2"S	49°34'21.20"O
A02	27°50'22.1"S	49°31'48.7"O
A03	27°50'17.8"S	49°29'04.6"O
A04	27°45'16.8"S	49°29'46.6"O
A05	27°41'25.1"S	49°28'34.6"O
A06	27°49'27.20"S	49°34'10.02"O
A07	27°49'26.2"S	49°34'09.9"O
A08	27°49'01.4"S	49°32'30.6"O
A09	27°50'29.5"S	49°31'47.4"O
A10	27°51'53.7"S	49°30'21.8"O
A11	27°52'27.2"S	49°29'32.0"O
A12	27°51'02.2"S	49°30'26.7"O
A13	27°51'32.6"S	49°27'49.2"O
A14	27°50'39.1"S	49°29'09.6"O
A15	27°48'51.2"S	49°31'48.3"O
A16	27°47'35.8"S	49°29'32.44"O
A17	27°46'42.4"S	49°31'03.3"O
A18	27°45'15.2"S	49°30'21.0"O
A19	27°44'31.1"S	49°30'17.2"O
A20	27°44'19.4"S	49°30'12.9"O
A21	27°43'06.3"S	49°28'30.7"O
A22	27°42'05.5"S	49°28'33.0"O
A23	27°41'39.9"S	49°28'31.9"O
A24	27°41'04.7"S	49°28'48.0"O
A25	27°40'56.4"S	49°28'48.9"O

APÊNDICE D – Análises dos parâmetros físico-químicos da água.

Tabela 30 – Parâmetros físico-químicos da água

	pH	ORP (mv)	CE (us)	STD (ppm)	Salinidade (%)	OD (mg/L)	Temperatura (ºC)
Água 01	7,000	332,000	85,800	59,100	0,005	44,967	18,300
Água 02	8,120	246,000	83,633	53,600	0,004	31,800	22,000
Água 03	7,190	277,000	37,733	25,433	0,002	18,567	16,600
Água 04	7,063	318,000	57,233	37,767	0,003	40,433	16,900
Água 05	4,383	320,000	101,633	66,467	0,005	39,400	19,100
Água 06	6,973	280,333	90,700	60,600	0,005	49,000	18,300
Água 07	6,480	308,000	57,500	38,700	0,003	15,100	18,300
Água 08	6,337	133,000	75,967	49,633	0,003	20,400	19,200
Água 09	7,333	258,000	37,533	25,167	0,002	30,500	22,300
Água 10	6,880	294,000	40,800	26,700	0,002	38,267	19,100
Água 11	7,090	261,000	36,967	20,000	0,002	30,367	17,800
Água 12	7,590	279,000	27,200	19,700	0,002	25,333	19,000
Água 13	7,257	255,667	36,800	25,200	0,002	21,233	22,100
Água 14	7,953	274,000	35,433	24,200	0,002	31,467	24,500
Água 15	6,863	178,667	56,900	37,233	0,003	25,300	22,000
Água 16	6,977	239,333	57,633	38,500	0,003	25,333	23,300
Água 17	7,157	288,000	56,700	37,500	0,003	27,300	22,000
Água 18	7,150	298,667	55,500	36,733	0,003	24,700	23,100
Água 19	6,890	259,000	51,367	33,000	0,002	25,800	18,200
Água 20	7,303	265,667	46,400	30,733	0,002	23,633	18,300
Água 21	6,930	209,000	43,767	29,433	0,002	27,300	16,800
Água 22	7,257	243,667	81,033	53,733	0,004	38,467	16,800
Água 23	7,183	251,000	74,767	49,267	0,004	38,567	17,500
Água 24	7,167	259,000	77,533	51,233	0,004	42,467	18,500
Água 25	7,353	273,333	75,367	49,733	0,004	46,100	18,300

APÊNDICE E – Concentração de metais pesados nas amostras de água e sedimentos analisadas.

Tabela 31 - Concentração de metais pesados e pH nas amostras de água e sedimentos analisadas.

	Cd		Cu		Cr		Fe		Ni		Pb		Zn	
	Sed	**Água**	**Sed**	**Água**	**Sed**	**Água**	**Sed**	**Água**	**Sed**	**Água**	**Sed**	**Água**	**Sed**	**Água**
Ponto 01	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	323,767	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	1,523	<LD
Ponto 02	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,960	334,167	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	1,327	<LD
Ponto 03	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	209,933	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	1,011	<LD
Ponto 04	<LD	<LD	<LD	<LD	0,289	<LD	293,267	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,992	<LD
Ponto 05	<LD	<LD	<LD	<LD	0,210	<LD	164,233	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Ponto 06	<LD	<LD	<LD	<LD	0,218	0,472	344,233	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	3,578	<LD
Ponto 07	<LD	<LD	<LD	<LD	1,190	0,135	263,733	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	1,349	<LD
Ponto 08	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,493	240,500	0,428	<LD	<LD	<LD	<LD	2,168	<LD
Ponto 09	<LD	<LD	0,059	<LD	<LD	0,445	420,700	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	1,146	<LD
Ponto 10	<LD	<LD	<LD	<LD	0,422	3,451	350,400	0,880	<LD	<LD	0,530	<LD	1,346	<LD
Ponto 11	<LD	<LD	0,031	<LD	0,919	<LD	326,200	<LD	0,303	<LD	<LD	<LD	7,091	<LD
Ponto 12	<LD	<LD	0,098	<LD	1,240	0,364	349,867	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	1,970	<LD
Ponto 13	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	2,210	295,767	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	1,816	<LD
Ponto 14	<LD	<LD	<LD	<LD	0,791	<LD	349,233	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	1,527	<LD
Ponto 15	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,506	319,600	0,057	<LD	<LD	<LD	<LD	1,811	<LD
Ponto 16	<LD	<LD	<LD	<LD	3,281	<LD	272,567	0,653	0,101	<LD	<LD	<LD	6,523	<LD
Ponto 17	<LD	<LD	<LD	<LD	0,551	<LD	307,167	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	1,408	<LD
Ponto 18	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	317,567	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	4,676	<LD
Ponto 19	<LD	<LD	<LD	<LD	1,240	<LD	395,800	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	1,198	<LD
Ponto 20	<LD	<LD	<LD	<LD	1,784	0,779	321,300	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	4,516	<LD
Ponto 21	<LD	<LD	<LD	<LD	1,271	1,218	315,133	<LD	<LD	<LD	1,181	<LD	1,482	<LD
Ponto 22	<LD	<LD	<LD	<LD	2,156	0,937	386,733	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	3,039	<LD
Ponto 23	<LD	<LD	<LD	<LD	3,792	3,719	339,700	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,786	<LD
Ponto 24	<LD	<LD	<LD	<LD	5,880	0,384	368,167	0,595	<LD	<LD	0,151	<LD	3,104	<LD
Ponto 25	<LD	<LD	<LD	<LD	1,452	0,983	294,700	0,617	<LD	<LD	<LD	<LD	1,180	<LD

ANEXOS

ANEXO A – Laudo da análise granulométrica dos solos testemunhas realizada pela EPAGRI

Governo do Estado de Santa Catarina
Secretaria de Estado da Agricultura e da Pesca
Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina

GOVERNO DE SANTA CATARINA

Laboratório de Análise de Solos

Integrante da Rede Oficial de Laboratórios de Análises de Solos
e de Tecido Vegetal dos Estados do RS e SC - Rolas

Relatório de Análise Física do Solo

Produtor...: FUNDAÇÃO DE APOIO AO ENSINO, PESQUISA E EXTENSÃO - CPF 78.49
Localidade.: RUA SÃO JORGE CONTA DINHEIRO
Município..: LAGES - SC
Remetente..: DANIELY NECKEL ROSINI
Município..:
Matrícula..:

Data Entrada: 29/11/2018
Data Análise: 11/12/2018
Data Emissão: 17/12/2018
Análise.....: Particular

Nº Lab.	Ref.	Área (ha)	Análise Granulométrica (%)			Zoneamento Agrícola
			Argila	Areia	Silte	Tipo de Solo
11352	01 - T1	--	34,3	13,2	52,5	SOLO TIPO 2
11353	02 - T2	--	16,3	55,5	28,2	SOLO TIPO 2
11354	03 - T3	--	32,3	19,6	48,1	SOLO TIPO 2
11355	04 - T4	--	34,3	5,1	60,6	SOLO TIPO 2
11356	05 - T5	--	14,3	16,7	69,0	SOLO TIPO 1

Metodologias: Argila - determinada por densiometria; Areia - determinada por gravimetria; Silte - determinado por cálculo matemático.

EVANDRO SPAGNOLLO
Eng.-Agr. Dr. CREA-SC 53.652-8
Responsável Técnico

Selo digital de fiscalização de laudo
924254B9-2D36-42CA-9FAC-BCB6B6AF645D
Confira os dados do laudo em:
http://solosch.epagri.sc.gov.br/

Centro de Pesquisa para Agricultura Familiar - Cepaf
Servidão Ferdinando Tusset, s/nº, São Cristóvão, C.P. 791
89.801-970 - Chapecó, SC
Fone: (49) 2049-7570 e 2049-7581
E-mail: labsolosch@epagri.sc.gov.br

ANEXO B – Laudo da análise físico-química dos solos testemunha realizada pela EPAGRI

Governo do Estado de Santa Catarina
Secretaria de Estado da Agricultura e da Pesca
Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina

Laboratório de Análise de Solos

Integrante da Rede Oficial de Laboratórios de Análises de Solos
e de Tecido Vegetal dos Estados do RS e SC - Rolas

Relatório de Análise Química de Solo

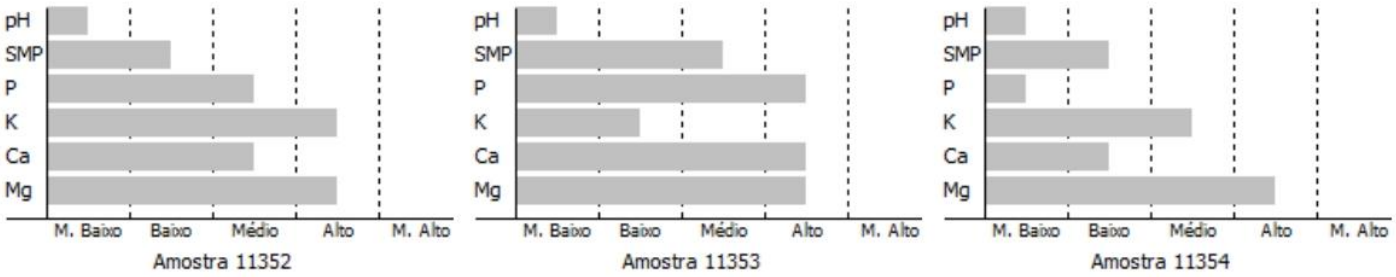
Produtor...: FUNDAÇÃO DE APOIO AO ENSINO, PESQUISA E EXTENSÃO - CPF 78.49
Localidade.: RUA SÃO JORGE CONTA DINHEIRO
Município..: LAGES - SC
Remetente..: DANIELY NECKEL ROSINI
Município..:
Matrícula..:

Data Entrada: 29/11/2018
Data Análise: 04/12/2018
Data Emissão: 17/12/2018
Análise.....: Particular

Nº Lab.	Ref.	Área (ha)	% Argila m/v	pH-Água 1:1	Índice SMP	P mg/dm³	K mg/dm³	% M.O. m/v	Al cmolc/dm³	Ca cmolc/dm³	Mg cmolc/dm³
11352	01 - T1	--	33	4,9	5,5	12,7	172,0	4,4	1,0	3,8	2,3
11353	02 - T2	--	22	4,9	5,8	20,9	48,0	3,3	1,3	4,1	1,8
11354	03 - T3	--	40	4,8	5,2	2,6	84,0	4,0	2,7	1,6	1,2

Nº Lab.	Ref.	H + Al cmolc/dm³	CTC pH7.0 cmolc/dm³	Al (valor m)	% Saturação na CTC a pH7.0				Relações		
					Bases	K	Ca	Mg	Ca/Mg	Ca/K	Mg/K
11352	01 - T1	8,20	14,74	13,76	44,34	2,98	25,75	15,60	1,65	8,63	5,23
11353	02 - T2	5,30	11,36	17,67	53,31	1,08	36,38	15,85	2,30	33,66	14,66
11354	03 - T3	10,93	13,94	47,25	21,63	1,54	11,48	8,61	1,33	7,45	5,59

Interpretação dos Resultados das Análises para Culturas do Grupo 2



METODOLOGIAS: Argila - densiometria; pH água e SMP - potenciômetria; P - Mehlich-1/ colorometria; K - Mehlich-1/fotometro de chamas; MO - espectroscopia; Al, Ca e Mg - KCl/ espectrofotometria de absorção atômica; Os demais parâmetros são obtidos por cálculo.

EVANDRO SPAGNOLLO
Eng.-Agr. Dr. CREA-SC 53.652-8
Responsável Técnico

Selo digital de fiscalização de laudo
4BAA0C5E-B0F1-493E-BBC2-CC121BB4DD3D
Confira os dados do laudo em:
http://solosch.epagri.sc.gov.br/

Centro de Pesquisa para Agricultura Familiar - Cepaf
Servidão Ferdinando Tusset, s/nº, São Cristóvão, C.P. 791
89.801-970 - Chapecó, SC
Fone: (49) 2049-7570 e 2049-7581
E-mail: labsolosch@epagri.sc.gov.br

Governo do Estado de Santa Catarina
Secretaria de Estado da Agricultura e da Pesca
Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina

Laboratório de Análise de Solos

Integrante da Rede Oficial de Laboratórios de Análises de Solos
e de Tecido Vegetal dos Estados do RS e SC - Rolas

Relatório de Análise Química de Solo

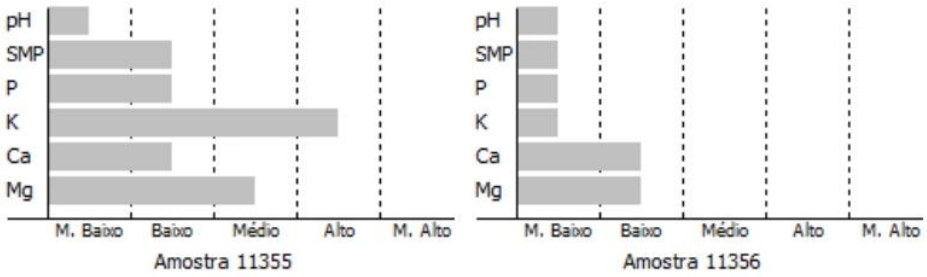
Produtor...: FUNDAÇÃO DE APOIO AO ENSINO, PESQUISA E EXTENSÃO - CPF 78.49
Localidade.: RUA SÃO JORGE CONTA DINHEIRO
Município..: LAGES - SC
Remetente..: DANIELY NECKEL ROSINI
Município..:
Matrícula..:

Data Entrada: 29/11/2018
Data Análise: 04/12/2018
Data Emissão: 17/12/2018
Análise.....: Particular

Nº Lab.	Ref.	Área (ha)	% Argila m/v	pH-Água 1:1	Índice SMP	P mg/dm³	K mg/dm³	% M.O. m/v	Al cmolc/dm³	Ca cmolc/dm³	Mg cmolc/dm³
11355	04 - T4	--	35	4,7	5,4	7,1	128,0	3,6	4,0	1,3	1,0
11356	05 - T5	--	30	4,6	4,8	2,9	40,0	3,1	5,2	0,7	0,4

Nº Lab.	Ref.	H + Al cmolc/dm³	CTC pH7.0 cmolc/dm³	Al (valor m)	% Saturação na CTC a pH7.0				Relações		
					Bases	K	Ca	Mg	Ca/Mg	Ca/K	Mg/K
11355	04 - T4	8,49	11,16	60,22	23,94	2,93	12,05	8,96	1,34	4,11	3,05
11356	05 - T5	16,90	18,10	81,22	6,64	0,57	3,87	2,21	1,75	6,84	3,91

Interpretação dos Resultados das Análises para Culturas do Grupo 2



METODOLOGIAS: Argila - densiometria; pH água e SMP - potenciômetria; P - Mehlich-1/ colorometria; K - Mehlich-1/fotometro de chamas; MO - espectroscopia; Al, Ca e Mg - KCl/ espectrofotometria de absorção atômica; Os demais parâmetros são obtidos por cálculo.

EVANDRO SPAGNOLLO
Eng.-Agr. Dr. CREA-SC 53.652-8
Responsável Técnico

Selo digital de fiscalização de laudo
4BAA0C5E-B0F1-493E-BBC2-CC121BB4DD3D
Confira os dados do laudo em:
http://solosch.epagri.sc.gov.br/

Centro de Pesquisa para Agricultura Familiar - Cepaf
Servidão Ferdinando Tusset, s/nº, São Cristóvão, C.P. 791
89.801-970 - Chapecó, SC
Fone: (49) 2049-7570 e 2049-7581
E-mail: labsolosch@epagri.sc.gov.br