UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
FACULDADE DE ENGENHARIA
CÂMPUS DE ILHA SOLTEIRA

ISADORA VITALI LOBO

VARIABILIDADE ESPACIAL E TEMPORAL DE PARÂMETROS DA QUALIDADE DA ÁGUA NO SISTEMA AQUÍFERO BAURU E SUA CORRELAÇÃO COM OS ÍNDICES PLUVIOMÉTRICOS

Ilha Solteira
2024

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Campus de Ilha Solteira

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

ISADORA VITALI LOBO

VARIABILIDADE ESPACIAL E TEMPORAL DE PARÂMETROS DA QUALIDADE DA ÁGUA NO SISTEMA ÁQUIFERO BAURU E SUA CORRELAÇÃO COM OS ÍNDICES PLUVIOMÉTRICOS

Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira – UNESP, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil – Área de Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais.

Orientador
Prof. Dr. César Gustavo da Rocha Lima

Ilha Solteira
2024

FICHA CATALOGRÁFICA
Desenvolvido pelo Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação

Lobo, Isadora Vitali.
L799v Variabilidade espacial e temporal de parâmetros da qualidade da água no sistema aquífero Bauru e sua correlação com os índices pluviométricos / Isadora Vitali Lobo. -- Ilha Solteira: [s.n.], 2024
198 f. : il.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Área de conhecimento: Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais, 2024

Orientador: César Gustavo da Rocha Lima

Inclui bibliografia

1. Sazonalidade. 2. Geoestatística. 3. Krigagem. 4. Qualidade da água. 5. Água subterrânea.

Amanda Sertori dos Santos
Bibliotecária - CRB/8-9061
Seção Técnica de Referência, Atendimento ao Usuário e Documentação
Diretoria Técnica de Biblioteca e Documentação

IMPACTO POTENCIAL DESTA PESQUISA

Em resumo, a pesquisa destaca a dinâmica dos parâmetros de qualidade da água no Sistema Aquífero Bauru, uma das principais fontes de água potável utilizada para o abastecimento e consumo humano no estado de São Paulo. As descobertas não só contribuem para o entendimento científico, mas também fornecem ferramentas práticas para a gestão sustentável da água subterrânea, como mapas com concentrações de parâmetros para locais não amostrados, e equações que possibilitam a determinação da concentração de parâmetros de qualidade mais complexos por meio de outro mais simples. Essa abordagem alinha-se com o sexto Objetivo do Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas, que visa garantir água potável e saneamento para todos.

POTENTIAL IMPACT OF THIS RESEARCH

The present research highlights the dynamics of water quality parameters in the Bauru Aquifer System, one of the main sources of drinking water used for water supply and human consumption in the state of São Paulo. The findings not only contribute to scientific understanding, but also provide practical tools for sustainable groundwater management, such as maps with parameter concentrations for unsampled sites, and equations that make it possible to determine the concentration of more complex quality parameters by means of simpler ones. This approach aligns with the United Nations' sixth Sustainable Development Goal, which aims to ensure safe drinking water and sanitation for all.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Ilha Solteira

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: VARIABILIDADE ESPACIAL E TEMPORAL DE PARÂMETROS DA QUALIDADE DA ÁGUA NO SISTEMA AQUÍFERO BAURU E SUA CORRELAÇÃO COM OS INDÍCES PLUVIOMÉTRICOS

AUTORA: ISADORA VITALI LOBO
ORIENTADOR: CESAR GUSTAVO DA ROCHA LIMA

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em Engenharia Civil, área: Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais pela Comissão Examinadora:

gov.br Documento assinado digitalmente
CESAR GUSTAVO DA ROCHA LIMA
Data: 19/02/2024 11:35:40-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Dr. CESAR GUSTAVO DA ROCHA LIMA (Participaçao Virtual)
Departamento de Engenharia Civil / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira - UNESP

gov.br Documento assinado digitalmente
JOSE AUGUSTO DI LOLLO
Data: 19/02/2024 12:07:52-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Dr. JOSE AUGUSTO DI LOLLO (Participaçao Virtual)
Departamento de Engenharia Civil / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira - UNESP

Prof. Dr. VITOR MATHEUS BACANI (Participaçao Virtual)
Câmpus Universitário de Três Lagoas / Universidade Federal do Mato Grosso do Sul - UFMS

gov.br Documento assinado digitalmente
VITOR MATHEUS BACANI
Data: 19/02/2024 17:53:32-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Ilha Solteira, 19 de fevereiro de 2024

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por me conceder sabedoria e determinação para perseverar e concluir essa importante etapa da minha vida. À minha família, expresso minha profunda gratidão. Ao meu pai, Antônio Lúcio Ávila Lobo, e à minha mãe, Jane Marcia Vitali, meus maiores incentivadores.

Ao meu marido, Gabriel de Carvalho Silva, por ser meu pilar emocional, por me apoiar e ajudar durante toda essa jornada. Sua paciência e incentivo foram imprescindíveis para que eu alcançasse este momento.

Minha sincera gratidão ao meu orientador, Dr. Cesar Gustavo da Rocha Lima, por toda atenção, pela orientação dedicada, paciência e expertise que contribuíram significativamente para o desenvolvimento desta dissertação e para minha formação acadêmica.

Aos professores do Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais da Unesp, agradeço pelo conhecimento transmitido e pela dedicação em proporcionar um ambiente acadêmico enriquecedor, e a Univesp pela bolsa concedida.

Não posso deixar de mencionar a contribuição do Dr. Luís Fernando Rossi Léo e Inovatec Engenharia, obrigada pelo apoio, compreensão e incentivo.

E a todos que de alguma forma contribuíram para minha jornada acadêmica, o meu mais profundo agradecimento. Que esta conquista seja compartilhada como uma vitória coletiva.

RESUMO

A ocorrência das chuvas em uma região pode ter um impacto significativo na qualidade das águas subterrâneas, com variações sazonais influenciando diretamente a variabilidade espacial dos parâmetros de qualidade. Este estudo procurou analisar a variabilidade espacial e temporal dos parâmetros de qualidade da água subterrânea no Sistema Aquífero Bauru (SAB) e sua potencial correlação com variações sazonais. Foram utilizados dados de 97 poços de monitoramento e 291 postos pluviométricos para os anos de 2016 a 2018 disponibilizados pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), Agência Nacional de Águas (ANA) e Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE). Foram avaliados dez parâmetros: Bário (Ba), Alumínio (Al), Cloreto (Cl), Condutividade Elétrica (CE), Crômio Total (Cr), Nitrato (NO_3^-), Vanádio (Va), Dureza (DU), pH e Sólidos Totais Dissolvidos (SD). A análise da estatística descritiva demonstrou uma elevada variabilidade para os dados. Parâmetros Ba, Cr, NO3- e Va apresentaram valores acima do valor máximo permitido estipulado por legislação. A análise geoestatística indicou dependência espacial para todos os dados analisados com bons ajustes semivariográficos, resultando em apreciáveis mapas de krigagem. Os resultados indicaram possíveis mudanças nos padrões de comportamentos entre os parâmetros comparando período seco e chuvoso. Foram conduzidas análises de correlação linear entre os parâmetros de qualidade e entre o parâmetro de qualidade e a pluviosidade. Verificou-se coeficientes de correlações positivas (variando de moderado a forte) entre Ba e DU, Cl e SD, Cl e NO_3^-, CE e SD, CE e DU, Cr e pH, Cr e Va, DU e SD, Va e pH. As análises das correlações entre os parâmetros de qualidade e os períodos de elevada pluviosidade (primavera/verão) revelaram inconsistências e comportamentos divergentes com correlações oscilando entre positivas e negativas, resultando em conclusões não definitivas. Já para o período de menor precipitação (outono/inverno) o comportamento das correlações, apesar de apresentarem coeficiente de correlação mais discretos, indicaram que o as variações nas concentrações de Ba, Cl, Cr e SD possivelmente estão associadas às variações na pluviosidade no SAB.

Palavras-chave: sazonalidade; geoestatística; krigagem; qualidade da água; água subterrânea.

ABSTRACT

The occurrence of rainfall in a region can have a significant impact on groundwater quality, with seasonal variations directly influencing the spatial variability of quality parameters. This study aimed to analyze the spatial and temporal variability of groundwater quality parameters in the Bauru Aquifer System (BAS) and its potential correlation with seasonal variations. Data from 97 monitoring wells and 291 rainfall stations for the years 2016 to 2018 were made available by the Environmental Company of the State of São Paulo (CETESB), the National Water Agency (ANA) and the Department of Water and Electric Energy (DAEE). Ten parameters were evaluated: Barium (Ba), Aluminum (Al), Chloride (Cl), Electrical Conductivity (EC), Total Chromium (Cr), Nitrate (NO_3^-), Vanadium (Va), Hardness (DU), pH and Total Dissolved Solids (SD). The analysis of descriptive statistics showed a high variability for the data. Parameters Ba, Cr, NO3- and Va showed values above the maximum allowable value stipulated by legislation. The geostatistical analysis indicated spatial dependence for all the analyzed data with good semivariographic adjustments, resulting in appreciable kriging maps. The results indicated possible changes in the patterns of behavior between the parameters comparing dry and rainy periods. Linear correlation analyses were conducted between the quality parameters and between the quality parameter and rainfall. There were positive correlation coefficients (ranging from moderate to strong) between Ba and DU, Cl and SD, Cl and NO_3^-, CE and SD, CE and DU, Cr and pH, Cr and Va, DU and SD, Va and pH. The analysis of the correlations between the quality parameters and the periods of high rainfall (spring/summer) revealed inconsistencies and divergent behaviors with correlations oscillating between positive and negative, resulting in non-definitive conclusions. On the other hand, for the period of lower rainfall (autumn/winter), the behavior of the correlations, despite presenting more discrete correlation coefficients, indicated that the variations in the concentrations of Ba, Cl, Cr and SD are possibly associated with variations in rainfall in the BAS.

Keywords: seasonality; geostatistics; kriging; water quality; groundwater.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Ciclo Hidrológico. 18
Figura 2 – Capacidade de infiltração do solo brasileiro. 23
Figura 3 – Mapa dos Domínios Hidrogeológicos brasileiros. 24
Figura 4 – Perfil de caracterização das zonas saturadas e não saturadas. 25
Figura 5 – Gráfico com o perfil de utilização da água subterrânea no Brasil. 27
Figura 6 – Índice de aquíferos no Estado de São Paulo. 28
Figura 7 - Mapa de uso e cobertura da terra no Sistema Aquífero Bauru no Estado de São Paulo. 30
Figura 8 – Geomorfologia predominante no Sistema Aquífero Bauru no Estado de São Paulo. 31
Figura 9 – Tipos de solos predominantes no Sistema Aquífero Bauru no Estado de São Paulo. 32
Figura 10 – Hidroestratigrafia do Grupo Bauru no Estado de São Paulo. 34
Figura 11 – Processos comuns de contaminação das águas subterrâneas. 36
Figura 12 – Exemplo de semivariograma contendo todos os seus elementos. 43
Figura 13 – Modelos de semivariância teóricos. 44
Figura 14 – Etapas da metodologia adotada para o estudo. 51
Figura 15 – Área de estudo com os poços monitorados pela CETESB. 52
Figura 16 – Área de estudo com os postos pluviométricos. 55
Figura 17 – Mapas de concentrações do Bário (µg/L) para o período de 2016 a 2018. 81
Figura 18 – Variações de área para valores de Bário acima do VMP (700 µg/L) durante o período chuvoso (primeiro período) e seco (segundo período) de 2016 a 2018. 83
Figura 19 – Mapas de concentrações do Alumínio (µg/L) para o período de 2016 a 2018. 85
Figura 20 – Variações de área para concentrações de 15 a 20 µg/L para o Alumínio durante o período chuvoso (primeiro período) e seco (segundo período) de 2016 a 2018 na Região de Presidente Prudente. 86
Figura 21 – Mapas de concentrações do Cloreto (mg/L) para os anos de 2016 a 2018 durante o primeiro e segundo período. 88

Figura 22 – Variações de área para concentrações de Cloreto (9 a 21 mg/L) durante o período chuvoso (primeiro período) e seco (segundo período) de 2016 a 2018.....89
Figura 23 – Mapas para a Condutividade Elétrica (µS/cm) nos anos de 2016 a 2018. 92
Figura 24 – Variações de área para valores de 300 µS/cm a 500 µS/cm para a Condutividade Elétrica durante o período chuvoso (primeiro período) e seco (segundo período) de 2016 a 2018.....93
Figura 25 – Mapas de concentrações do Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L) para os anos de 2016 a 2018 durante o primeiro e segundo período. 95
Figura 26 – Variações de área para concentrações de SD (270 mg/L a 420 mg/L) no período chuvoso (primeiro período) e seco (segundo período) de 2016 a 2018. 97
Figura 27 – Mapas de concentrações de Dureza (mg/L de CaCO3) para os anos de 2016 a 2018 durante o primeiro e segundo período. 99
Figura 28 – Variações de área para valores de 100 mg/L de CaCO3 a 250 mg/L de CaCO3 correspondentes a Dureza durante o período chuvoso (primeiro período) e seco (segundo período) de 2016 a 2018.....100
Figura 29 – Mapas de variações de pH para os anos de 2016 a 2018. 101
Figura 30 – Mapas de concentrações de Nitrato (mg/L) para os anos de 2016 a 2018. 104
Figura 31 – Variações de área para valores de Nitrato acima do VMP (10 mg/L) durante o período durante o período chuvoso (primeiro período) e seco (segundo período) de 2016 a 2018.....105
Figura 32 – Mapas de concentrações de Crômio (µg/L) para os anos de 2016 a 2018 durante o primeiro e segundo período. 107
Figura 33 – Variações de área para valores de Crômio acima do VMP (50 µg/L) durante o período durante o período chuvoso (primeiro período) e seco (segundo período) de 2016 a 2018.....108
Figura 34 – Variações de área para valores de Crômio acima do VMP (50 µg/L) durante o período de 2016-1 vs chuva mensal para janeiro de 2016. 110
Figura 35 – Mapas de concentrações de Vanádio (µg/L) para os anos de 2016 a 2018 durante o primeiro e segundo período. 111

Figura 36 – Variações de área para valores de Vanádio acima do VMP (50 µg/L) durante o período durante o período chuvoso (primeiro período) e seco (segundo período) de 2016 a 2018.....112
Figura 37 – Mapas de chuva mensal para os meses de janeiro a junho de 2016. .115
Figura 38 – Mapas de chuva mensal para os meses de julho a dezembro de 2016. 116
Figura 39 – Mapas de chuva mensal para os meses de janeiro a junho de 2017. .117
Figura 40 – Mapas de chuva mensal para os meses de julho a dezembro de 2017. 118
Figura 41 – Mapas de chuva mensal para os meses de janeiro a junho de 2018. .119
Figura 42 – Mapas de chuva mensal para os meses de julho a dezembro de 2018. 120
Figura 43 – Ajustes das principais correlações observadas para os parâmetros de qualidade da água no SAB nos períodos de verão e inverno de A a H. 128
Figura 44 – Ajustes das principais correlações observadas para os parâmetros de qualidade da água no SAB nos períodos de verão e inverno de I a P. 129
Figura 45 – Ajustes das principais correlações observadas para os parâmetros de qualidade da água no SAB nos períodos de verão e inverno de Q a R.....130
Figura 46 – Ajuste para correlação observada entre Bário e Pluviosidade (Agosto/2016) junto aos mapas de concentrações de Bário e chuva mensal no SAB. 137
Figura 47 – Ajuste para correlação observada entre Cloreto e Pluviosidade (Agosto/2016) junto aos mapas de concentrações de Cloreto e chuva mensal no SAB. 139
Figura 48 – Ajuste para correlação observada entre Crômio e Pluviosidade (junho/2016) junto aos mapas de concentrações de Crômio e chuva mensal no SAB. 140
Figura 49 – Ajuste para correlação observada entre Sólidos Totais Dissolvidos e Pluviosidade (agosto/2016) junto aos mapas de concentrações de Sólidos Totais Dissolvidos e chuva mensal em agosto de 2016 no SAB. 141
Figura 50 – Ajuste para correlação observada entre Bário e Pluviosidade (agosto/2017) junto com seus respectivos mapas de concentrações e chuva mensal no SAB. 143

Figura 51 – Ajuste para correlação observada entre Crômio e Pluviosidade (agosto/2017) junto com seus respectivos mapas de concentrações e chuva mensal no SAB. 144
Figura 52 – Ajuste para correlação observada entre Sólidos Totais Dissolvidos e Pluviosidade (agosto/2017) junto com seus respectivos mapas de concentrações e chuva mensal no SAB. 145
Figura 53 – Ajuste para correlação observada entre Bário e Pluviosidade (agosto/2018) junto com seus respectivos mapas de concentrações e chuva mensal no SAB. 147
Figura 54 – Ajuste para correlação observada entre Crômio e Pluviosidade (agosto/2018) junto com seus respectivos mapas de concentrações e chuva mensal no SAB. 148
Figura 55 – Ajuste para correlação observada entre Sólidos Totais Dissolvidos e Pluviosidade (agosto/2018) junto com seus respectivos mapas de concentrações e chuva mensal no SAB. 149

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Principais características das divisões litoestratigráficas e hidroestratigrafia do Grupo Bauru no Estado de São Paulo.....33

Tabela 2 – Estudos com influência das variações sazonais na qualidade da água subterrânea (Continua).....37

Tabela 3 - Métodos utilizados na análise dos parâmetros de qualidade de água.....53

Tabela 4 – Estatística descritiva de parâmetros da Qualidade de Água Subterrânea para o Sistema Aquífero Bauru (2016-2018) (Continua). 60

Tabela 5 - Estatística descritiva de dados pluviométricos na região do Sistema Aquífero Bauru (2016-2018). 67

Tabela 6 - Modelos e parâmetros de ajuste dos semivariogramas experimentais para alguns parâmetros da Qualidade de Água Subterrânea para o SAB nos anos de 2016 a 2018 (Continua). 69

Tabela 7 – Modelos e parâmetros de ajuste dos semivariogramas experimentais para os dados de chuva mensal para os anos de 2016, 2017 e 2018 no Sistema Aquífero Bauru (Continua). 76

Tabela 8 – Matriz de correlação entre os parâmetros de qualidade da água no Sistema Aquífero Bauru para o verão: coleta da Água (Março 2016, Março 2017, Março 2018). 122

Tabela 9 – Matriz de correlação entre os parâmetros de qualidade da água no Sistema Aquífero Bauru para o inverno: coleta da Água (setembro 2016, setembro 2017, setembro 2018).....123

Tabela 10 – Regressão Múltipla Stepwise (Verão). 130

Tabela 11 - Regressão Múltipla Stepwise (Inverno) 131

Tabela 12 – Matriz de correlação entre parâmetros de qualidade da água e Pluviosidade no SAB para períodos de elevada precipitação em 2016.....132

Tabela 13 – Matriz de correlação entre parâmetros de qualidade da água e Pluviosidade no SAB para período de elevada precipitação em 2016 (primavera) e 2017 (verão). 134

Tabela 14 – Matriz de correlação entre parâmetros de qualidade da água e Pluviosidade no SAB para período de elevada precipitação em 2016 (primavera) e 2017 (verão). 135

Tabela 15 – Matriz de correlação entre parâmetros de qualidade da água e Pluviosidade no SAB para períodos de baixa precipitação em 2016 (outono e inverno).....136
Tabela 16 – Matriz de correlação entre parâmetros de qualidade da água e Pluviosidade no SAB para períodos de baixa precipitação em 2017 (outono e inverno).....142
Tabela 17 – Matriz de correlação entre parâmetros de qualidade da água e Pluviosidade no SAB para períodos de baixa precipitação em 2018 (outono e inverno).....146

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 14
2 OBJETIVOS 16
2.1 OBJETIVO GERAL 16
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 16
3 REVISÃO DE LITERATURA 17
3.1 CICLO HIDROLÓGICO 17
3.2 PRECIPITAÇÃO E RECARGA DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS 19
3.3 ÁGUAS SUBTERRÂNEAS 21
3.4 PANORAMA SOBRE AS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NO BRASIL E NO ESTADO DE SÃO PAULO 26
3.5 SISTEMA AQUÍFERO BAURU 29
3.6 QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA 35
3.7 GEOESTATÍSTICA 41
3.7.1 Componentes da análise geoestatística 42
3.8 USO DE TÉCNICAS GEOESTATÍSTICAS NA ANÁLISE DE PRECIPITAÇÃO E PARÂMETROS DA ÁGUA SUBTERRÂNEA 45
4 MATERIAL E MÉTODOS 50
4.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E BANCO DE DADOS UTILIZADOS 50
4.1.1 Dados de qualidade da água subterrânea 52
4.1.2 Dados pluviométricos 54
4.2 ANÁLISE ESTATÍSTICA, GEOESTATÍSTICA E DE CORRELAÇÃO 56
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO 60
5.1 ESTATÍSTICA DESCRITIVA 60
5.2 ANÁLISE GEOESTATÍSTICA 68
5.3 MAPAS DE KRIGAGEM E ANÁLISE DE PADRÕES ESPACIAIS 80
5.3.1 Parâmetros da Qualidade da água 80
5.3.1.1 Bário 80
5.3.1.2 Alumínio 84
5.3.1.3 Cloreto 87
5.3.1.4 Condutividade Elétrica 90
5.3.1.5 Sólidos Totais Dissolvidos 94

5.3.1.6 Dureza 97
5.3.1.7 pH 100
5.3.1.8 Nitrato 103
5.3.1.9 Crômio 106
5.3.1.10 Vanádio 110
5.3.2 Chuva mensal 113
5.4 ANÁLISE DE CORRELAÇÕES E AJUSTES DE TENDÊNCIA 121
5.4.1 Parâmetros de Qualidade da Água x Parâmetros de Qualidade da Água 121
5.4.2 Parâmetros da Qualidade da água x Pluviosidade 132
5.4.2.1 Verão 132
5.4.2.2 Inverno 136
6 CONCLUSÕES 150
REFERÊNCIAS 152
APÊNDICE A 173
APÊNDICE B 183

1 INTRODUÇÃO

Ao longo de décadas de uso intensivo das águas subterrâneas, a governança desses recursos hídricos composta por instituições, regulamentos, políticas, e práticas para orientar sua gestão, enfrentam sérios desafios que resultam em problemas como a superexploração e a poluição dos aquíferos (Villar, 2016). De modo geral, tem-se observado uma preocupante diminuição na qualidade da água subterrânea devido às atividades humanas (Bertolo; Hirata; Aly Junior, 2019). À medida que a exploração da água subterrânea se expande, também aumentam os problemas relacionados à sua qualidade (Stradioto; Teramoto; Chang, 2019).

A análise da qualidade da água destinada ao abastecimento público demanda a avaliação de vários parâmetros, os quais frequentemente apresentam desafios na interpretação e análise, em decorrência do elevado volume de dados envolvidos (Rocha; Pereira; 2016). A quase irreversibilidade da degradação química dos aquíferos, junto aos elevados custos de tratamento de águas poluídas e as dificuldades operacionais para diagnosticar sua contaminação (Hirata, 1993), faz com que seja mais sensato direcionar os esforços e investimentos para a prevenção e o monitoramento das águas subterrâneas (Löbler; Silva, 2015).

O monitoramento ambiental das águas subterrâneas tem como finalidade detectar alterações em parâmetros físico-químicos e identificar valores que excedam os limites máximos permitidos pela legislação para a qualidade da água, porém, na prática, os custos elevados para realizar esse monitoramento nem sempre estão proporcionais à sua eficácia (Diniz *et al.*, 2023).

Assegurar a gestão sustentável das águas subterrâneas requer uma abordagem eficiente no seu monitoramento. Incorporar métodos alternativos e tecnologias emergentes, como sensores remotos e imagens de satélite (Shaikh; Birajdar, 2024), sensores in situ que permitem uma coleta de dados mais precisa e localizada (Silva *et al.*, 2022), e técnicas de amostragem passiva para monitorar continuamente a qualidade da água de forma econômica (Pinasseau *et al.*, 2020), pode reduzir os custos do monitoramento sem prejudicar a qualidade dos resultados. Além disso, a modelagem numérica e a simulação hidrogeológica contribuem para entender o comportamento do aquífero e prever tendências futuras (Song *et al.*, 2020). O envolvimento da comunidade por meio do monitoramento participativo e do

crowdsourcing também pode expandir a cobertura espacial do monitoramento, engajando os cidadãos na proteção dos recursos hídricos e reduzindo os custos operacionais (Speir *et al*., 2022). Essas estratégias são fundamentais para garantir a sustentabilidade a longo prazo dos recursos hídricos subterrâneos.

A avaliação do potencial de contaminação das águas subterrâneas também pode ocorrer por meio de atributos geológicos, hidrológicos e hidrogeológicos, que consiste em uma abordagem eficiente para a proteção e conservação dos recursos hídricos subsuperficiais (Piga *et al.*, 2017). A análise da concentração e dispersão de substâncias no ambiente pode ser realizada por meio do estudo de fatores climáticos, aspectos pedológicos e geológicos, topografia e alterações causadas pela atividade humana, uma vez que a interação entre esses fatores resulta em processos de escoamento superficial e infiltração de água no solo, o que contribui intimamente para o transporte de contaminantes para as águas subterrâneas (Mendes *et al.*, 2023).

O Sistema Aquífero Bauru (SAB) consiste em uma das principais unidades hidrogeológicas do Brasil (Campos; Gastmans; Santarosa, 2023) e na principal e mais acessível fonte de água subterrânea em São Paulo, um dos estados mais rico e populoso do país (Stradioto; Teramoto; Chang, 2020).

O uso de ferramentas de análise espacial no estudo dos recursos hídricos subterrâneos permite o levantamento de dados fundamentais para sua gestão. Assim, a geoestatística se apresenta como uma ferramenta eficaz para a investigação espaço-temporal de fenômenos naturais, promovendo uma maior compreensão de suas dinâmicas (Santarosa; Manzione; Gonçalves, 2017), ela desempenha um papel fundamental na gestão dos recursos hídricos subterrâneos (Masood *et al*., 2024). Essas ferramentas não apenas permitem uma compreensão mais profunda das dinâmicas hidrológicas, mas também auxiliam na tomada de decisões e contribuem significativamente para a sustentabilidade e uso responsável desses recursos essenciais.

Em vista disso, o presente trabalho buscou realizar uma análise considerando a amplitude espacial de dados da distribuição mensal das chuvas junto a dados de parâmetros de qualidade da água subterrânea, inseridos na área de abrangência do Sistema Aquífero Bauru (no Estado de São Paulo), com o objetivo de estudar a variabilidade e as possíveis correlações lineares e espaço-temporais que possam existir entre eles, a fim de auxiliar na gestão da qualidade das águas na região.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral desta pesquisa foi avaliar a variabilidade espacial e temporal dos parâmetros, Bário (Ba), Alumínio (Al), Cloreto (Cl), Condutividade Elétrica (CE), Crômio Total (Cr), Nitrato (NO_3^-), Vanádio (Va), Dureza (DU), pH e Sólidos Totais Dissolvidos (SD), indicadores de qualidade da água subterrânea no Sistema Aquífero Bauru, no Estado de São Paulo, bem como sua correlação e interação com os índices pluviométricos da região para o triênio dos anos de 2016, 2017 e 2018.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

a) Avaliar as características dos dados estudados por meio de estatística descritiva;
b) Verificar, mediante análise semivariográfica, a dependência espacial e temporal dos parâmetros de qualidade da água subterrânea e dados de chuva;
c) Gerar mapas para concentrações dos parâmetros de qualidade e mapas de chuva para áreas não amostradas no Sistema Aquífero Bauru;
d) Verificar a interação espacial entre os índices pluviométricos com os parâmetros de qualidade da água;
e) Verificar a correlação linear existente entre as variáveis estudadas considerando os próprios parâmetros da qualidade da água (água *vs* água), e considerando os parâmetros da qualidade da água com as chuvas (água *vs* chuva) além de testar modelos matemáticos representativos das interações (regressão).

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 CICLO HIDROLÓGICO

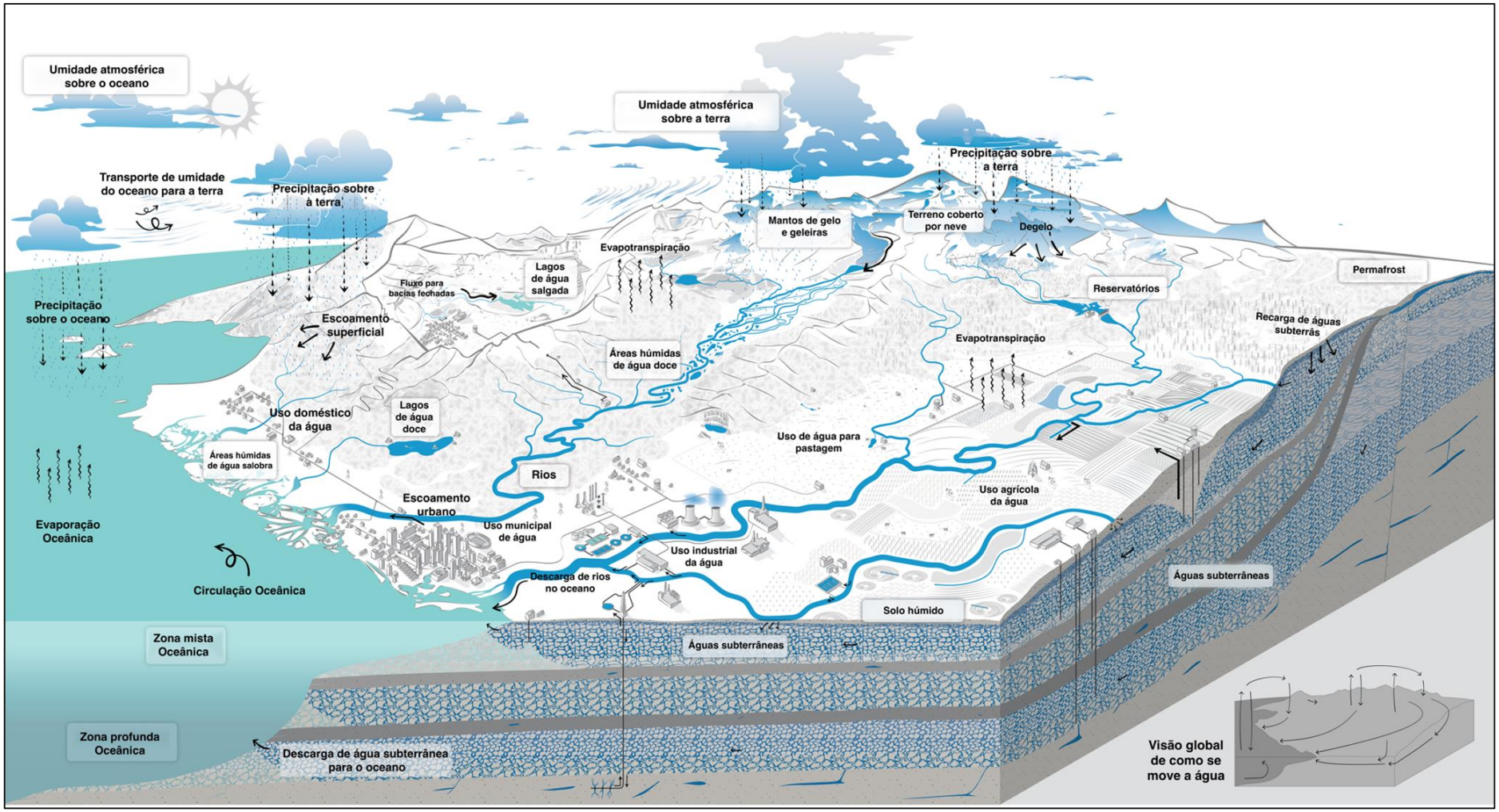
A água é um recurso natural que desempenha um papel crucial em diversas atividades humanas. Seu ciclo possui componentes essenciais para manter o equilíbrio entre a natureza e as áreas urbanas. (Oliveira; Soares; Holanda, 2018). Compreender o ciclo hidrológico é fundamental, especialmente considerando as mudanças climáticas globais. Atualmente, o ciclo hidrológico está sujeito a níveis elevados de variabilidade espacial e temporal, o que pode acarretar problemas relacionados à disponibilidade, qualidade e segurança hídrica (Soltani; Ataie-Ashtiani; Simmons, 2021; Yang; Yang; Xia, 2021).

A Figura 1 ilustra o ciclo hidrológico, que envolve o fluxo e a troca de água em uma circulação fechada entre a superfície terrestre e a atmosfera (Balbino *et al.*, 2008) criando um movimento contínuo e dinâmico mantido pela energia solar e pela gravidade (Machado; Pacheco, 2010) por meio da evaporação, transpiração da vegetação, condensação, precipitação, infiltração, percolação e escoamento superficial (Silva; Pereira, 2019).

O ciclo da água na atmosfera terrestre tem início com a evaporação da água continental e dos oceanos junto a transpiração das plantas e animais, resultando na evapotranspiração, fenômeno responsável pela transferência da água pelo meio atmosférico. Sob determinadas condições o vapor da água formado por esses processos é condensado originando as nuvens, que por sua vez, resultam na precipitação, parte da água precipitada fica temporariamente no solo podendo retornar à atmosfera pelos processos anteriormente citados, e a outra parte escoa pela superfície formando os córregos, rios e lagos ou infiltram no solo abastecendo o lençol freático que é o responsável por armazenar as águas subterrâneas (Brasil, 2014a).

Aproximadamente 577.000 km³ de água são movimentados pelo ciclo hidrológico anualmente, todo esse volume é precipitado sobre a superfície da terra (458.000 km³ sobre os oceanos e 119.000 km³ sobre as terras emersas), a diferença entre a quantidade da água precipitada e evaporada resulta no volume de água que escoa pelos rios (42.700 km³/ano), e na infiltração e escoamento subterrâneo que corresponde a 2.100 km³/ano (Silva; Pereira, 2019).

Figura 1 - Ciclo Hidrológico.



Fonte: Adaptado de Corson-Dosch *et al.* (2022)

Nesse contexto, a precipitação consiste em um processo chave no ciclo hidrológico, considerada como o elemento principal da alimentação da fase terrestre do ciclo constituindo-se em um importante fator para todos os processos que o englobam exercendo o papel de elo entre seus componentes, principalmente os relacionados ao escoamento superficial direto, infiltração, recarga de aquíferos e vazão dos rios (Miranda; Oliveira; Silva, 2010). Por sua vez, a infiltração da água precipitada para as camadas mais internas do solo possui interferência direta na recarga do lençol freático (Oliveira; Soares; Holanda, 2019).

3.2 PRECIPITAÇÃO E RECARGA DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

A precipitação é o principal motor do ciclo hidrológico terrestre e a contribuição atmosférica mais importante para os modelos hidrológicos (Sun; Su, 2020). Ela consiste em uma das variáveis climáticas com maior influência sobre a qualidade do meio ambiente, onde as quantidades relativas de chuvas, seu regime e intensidade afetam direta ou indiretamente a população, a economia e os ecossistemas (Nery; Carfan; Parizotto, 2009). Considerando a precipitação como um elemento natural e complexo, percebe-se a necessidade de uma análise mais detalhada, caracterizando sua variabilidade tanto em relação ao tempo quanto ao espaço (Sena; Moraes Neto; Lucena, 2019).

A formação da precipitação ocorre a partir do resfriamento do ar à proximidade de saturação, seguido pela condensação do vapor d’água na forma de gotículas, que aumentam de tamanho por coalizão e aderência até que estejam grandes o suficiente para formar a precipitação propriamente dita, que compreende em sua forma, toda a água que cai da atmosfera na superfície terrestre em diferentes fisionomias como neve, granizo, orvalho e chuva (Von Sperling, 2014).

Nesse entendimento, a chuva consiste em um processo de transformação físico-químico da água gerado pela dinâmica existente entre os oceanos, a atmosfera e o continente formando três tipos principais: as frontais, as convectivas e as orográficas (Santos *et al.*, 2018).

As chuvas frontais ocorrem na interface que separam duas massas de ar de características de umidade e temperaturas distintas (quente e fria), já as convectivas são associadas à fortes movimentos ascensionais locais resultantes do aquecimento da superfície e da diferença de temperatura nas camadas próximas a atmosfera terrestre, por fim as chuvas orográficas consistem na ascensão das camadas de ar

forçadas por barreiras físicas componentes do relevo que acabam favorecendo a condensação e por consequência a formação da chuva (Lugon; Rodrigues, 2008; Hiera; Souza Filho; Borsato, 2014; Santos; Fontão; Souza, 2020; Tavares; Ferreira, 2020).

No Brasil ocorrem diferentes regimes de precipitação e temperatura, atribuídos principalmente à grande extensão territorial do país. Ao Norte o clima predominante é o equatorial chuvoso o qual não possui praticamente estação seca, no Nordeste a estação chuvosa possui baixos índices pluviométricos e é restringida à poucos meses, as regiões Sudeste e Centro-Oeste possuem estações secas bem definidas no inverno e estação chuvosa de verão com predominância de chuvas convectivas, por sua vez, a região Sul possui como principal causador das chuvas durante o ano o sistema frontal (Nery, 2005).

A precipitação consiste em uma variável climatológica importante, especialmente em regiões tropicais, devido ao fato de ela representar uma das principais contribuições ao aporte de água no balanço hídrico, permitindo assim, a alimentação dos cursos d'água, a existência do escoamento superficial, a infiltração de água no solo e consequentemente a recarga de aquíferos (Oliveira Júnior *et al.*, 2019).

Chuvas intensas possuem uma menor frequência de ocorrência do que chuvas de baixa intensidade, porém podem ter efeitos dramáticos promovendo o escoamento superficial direto e muitas vezes resultando em inundações e erosões, em contrapartida, chuvas menos intensas, regularmente distribuídas ao longo do tempo, geralmente resultam em uma precipitação com menor fluxo terrestre favorecendo e promovendo uma maior infiltração (Brasília, 2018; Dunkerley, 2021).

O processo de infiltração propriamente dito consiste na passagem da água em estado líquido pela superfície do solo proporcionando a recarga dos aquíferos, a taxa de infiltração é máxima no início da chuva e diminui com o passar do tempo com o aumento da água armazenada no solo, sendo a precipitação pluvial responsável pela principal fonte de entrada de água nos sistemas de água subterrânea (Rodrigues; Pruski, 2019).

A renovação das águas subterrâneas ocorre a partir da precipitação como recarga direta através da zona não saturada (Rocha *et al.*, 2019), onde uma parcela da água precipitada torna-se viável ao uso atingindo o lençol freático e convertendo-se em parte de um sistema aquífero (Gonçalves; Manzione, 2019).

Diante disso, diversos autores estudaram a correlação da precipitação com as recargas dos aquíferos (Jyrkama; Sykes, 2007; Green *et al.*, 2011; Ribeiro *et al.*, 2014; Santos; Koide, 2016). Novo *et al.* (2018), verificaram que a distribuição espacial da recarga dos aquíferos depende das distribuições das precipitações diárias, das evapotranspirações potenciais das plantas e solo, das propriedades do solo e das propriedades da ocupação do solo.

Chen *et al.* (2021) quantificou a recarga de aquíferos rasos e sua relação entre com a precipitação e a profundidade do lençol freático. Valdivielso *et al.* (2022) caracterizou a precipitação e a recarga em um aquífero periférico do Salar de Atacama identificando que a recarga das sub-bacias superficiais e subterrâneas ocorrem por infiltração da precipitação e infiltração concentrada de águas superficiais.

Lorenzi *et al.* (2022) analisou a variabilidade da recarga do Aquífero Gran Sasso na Itália considerando as contribuições de chuva e degelo em um período compreendendo 20 anos, os autores constataram um risco concreto na diminuição dos recursos hídricos subterrâneos nas próximas décadas devido aos efeitos das mudanças climáticas, atentando a uma redução significativa na recarga de chuva.

Lucon *et al.* (2020) investigaram as fontes de recarga e comunicação hidráulica de um aquífero cárstico em Minas Gerais, Brasil, e identificaram que as águas subterrâneas são oriundas de recarga direta da precipitação local durante a estação chuvosa.

Azevedo e Campos (2021) analisaram, por meio de estudo dos padrões de fluxo e controle de recarga do Sistema Aquífero Alter do Chão, que a recarga do referido aquífero é realizada localmente pela água da chuva, e que em uma comparação direta entre aquíferos semiconfinados e não confinados, a recarga pode ser de aproximadamente 65% menor no primeiro caso.

3.3 ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

As águas subterrâneas encontram-se sob a superfície terrestre preenchendo os vazios presentes nos poros das rochas e dos sedimentos constituindo os denominados aquíferos, responsáveis por acumular cerca de 97% das águas doces líquidas no planeta, representando dessa forma, o maior tipo de reservatório de água potável no mundo (Hirata *et al.*, 2019). Os aquíferos possuem características hidrogeológicas distintas que refletem diretamente na sua produtividade, de forma

com que a captação da água realizada por meio deles tem como base a necessidade quantitativa, qualitativa e econômica do local (Santos *et al.*, 2020).

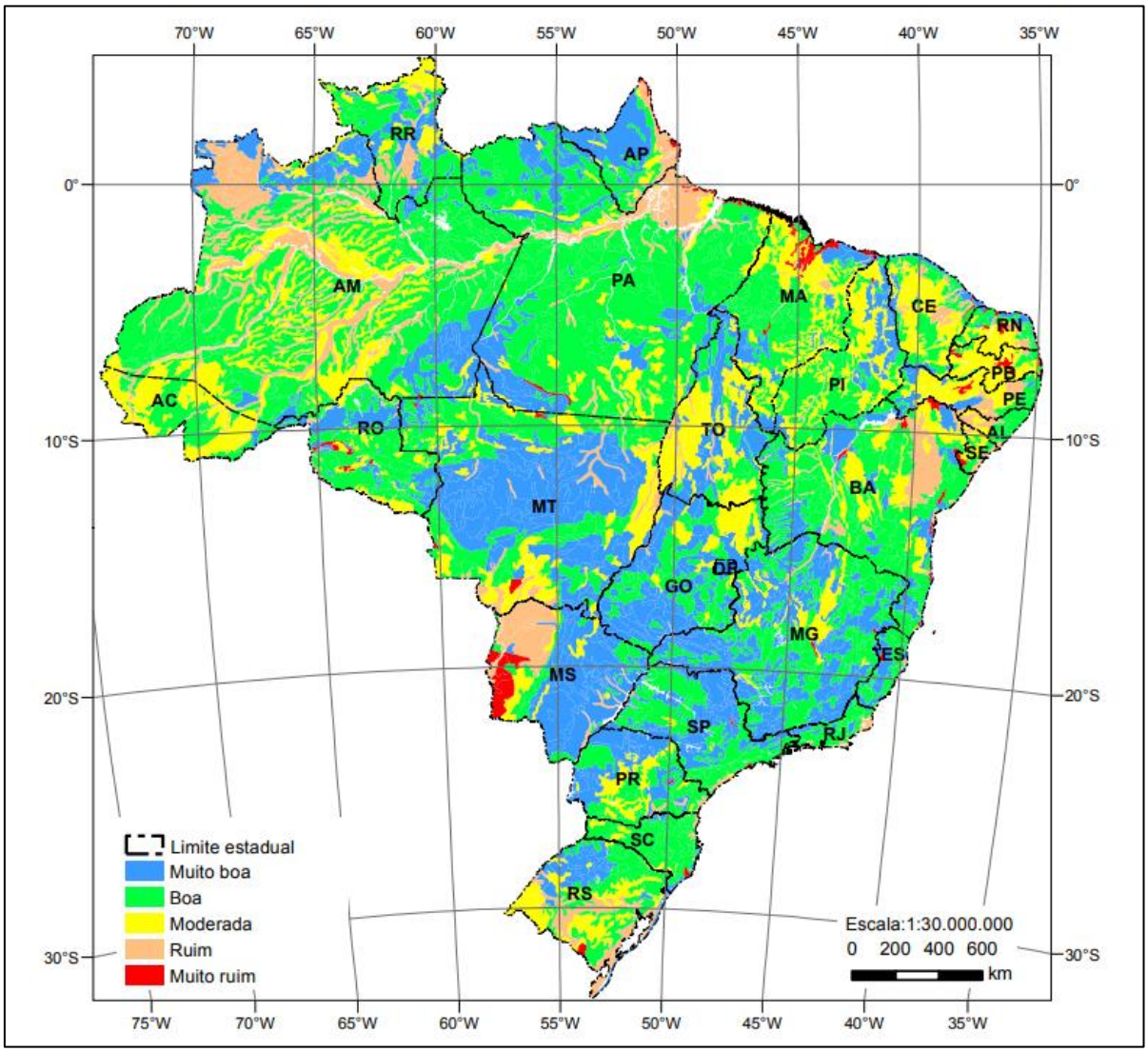
O aquífero tem uma função notável no ciclo hidrológico, seu grande armazenamento regula a perenidade de rios, lagos e preserva manguezais, pântanos e vegetação em períodos secos. As descargas do aquífero mantêm entre 24% (média anual) e 49% (período de estiagem) do fluxo desses corpos d'água superficiais (Hirata; Suhogusoff, 2019).

De acordo com Borghetti, Borghetti e Rosa Filho (2011) ao infiltrar no solo parte da água, sob ação da força de adesão ou de capilaridade, fica retida na zona não saturada (zona vadosa) localizada na parte mais próxima da superfície terrestre com seus poros parcialmente preenchidos por água e ar. Uma outra parte da água, sob a ação da gravidade, segue em movimento descendente e se acumula em zonas mais profundas preenchendo totalmente os poros formando as zonas saturadas e o manancial subterrâneo, os limites entre essas duas zonas é chamado de nível freático, em períodos de chuva ocorre um maior processo de infiltração e o nível do lençol freático se eleva, em períodos de estiagem acontece o processo inverso.

Esse processo de circulação da água subterrânea é influenciado diretamente pela permeabilidade do solo, que está relacionada com o tamanho e distribuição dos grãos e o volume dos poros formados entre eles, sendo que quanto mais homogêneo o tamanho e distribuição dos grãos, maior é a capacidade do aquífero transmitir água (Iritani; Ezaki, 2012). No território brasileiro a predominância da capacidade de infiltração do solo é de boa e muito boa conforme ilustra o mapa da Figura 2.

Como exposto anteriormente, os aquíferos subterrâneos são em diferentes níveis, realimentados através de zonas de recarga (Barbosa; Mattos, 2008). A capacidade de recarga dessas zonas está relacionada diretamente ao tipo de litologia, relevo, solo, cobertura vegetal, chuvas, evaporação, escoamento superficial e infiltração da região (Alves De Souza, 2019).

Figura 2 – Capacidade de infiltração do solo brasileiro.



Fonte: Adaptado de Diniz *et al.* (2014).

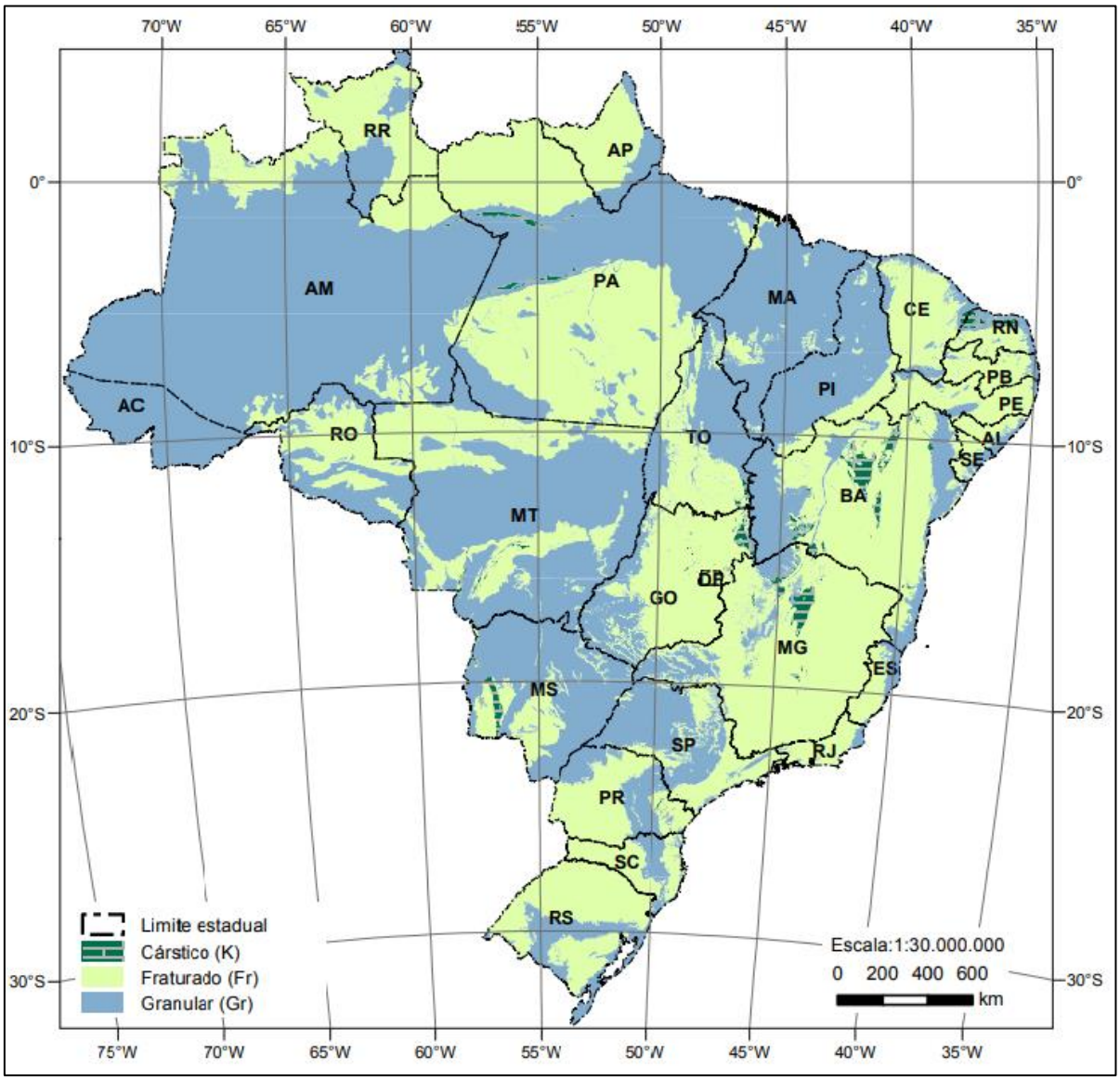
Os aquíferos podem ser definidos como formações hidrogeológicas que possuem a capacidade de armazenar e transmitir água por meio de poros, fissuras ou espaços resultantes da dissolução e transporte de materiais rochosos (CNRH, 2001).

Segundo Castilho-Barbosa *et al.* (2020) os aquíferos podem ser classificados de acordo com sua porosidade em três diferentes tipos: granular (poroso), formados por rochas sedimentares que armazenam a água percolada em seus vazios, fissural (fraturado), formados por rochas maciças e compactas como granitos e gnaises que armazenam e acumulam a água em suas fraturas, e por fim, os aquíferos cársticos que são formados em rochas carbonáticas como o calcário, onde a dissolução do carbonato pode gerar aberturas com capacidade de armazenar a água infiltrada.

Ao todo no Brasil existem 181 diferentes unidades de aquíferos e sistemas aquíferos aflorantes, desse total 151 possuem características porosas, 26 são do

domínio cárstico e 4 do domínio fraturado (Brasil, 2014b). A Figura 3, ilustra os Domínios Hidrogeológicos do Brasil, que consistem no agrupamento das unidades geológicas que armazenam e transmitem a água subterrânea de forma semelhante (Diniz *et al.*, 2014).

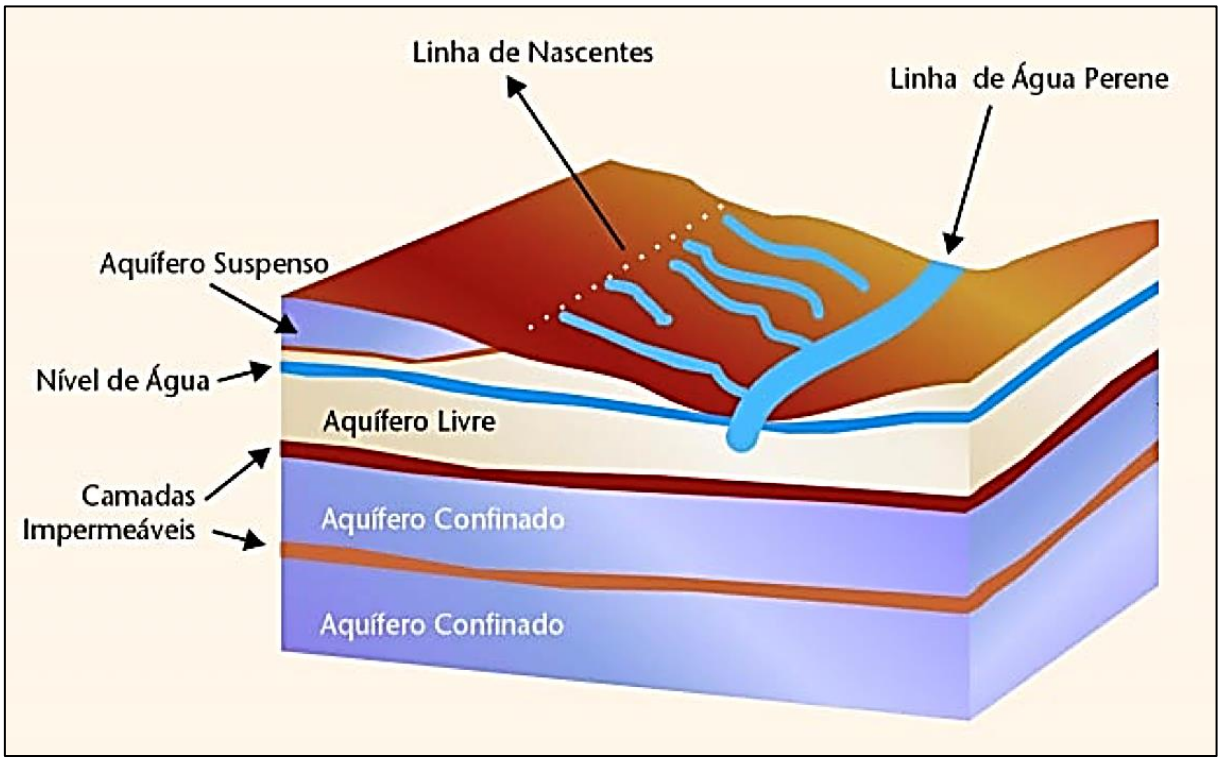
Figura 3 – Mapa dos Domínios Hidrogeológicos brasileiros.



Fonte: Adaptado de Diniz *et al.* (2014).

Outro tipo de classificação dos aquíferos está associada às características hidráulicas que ocorrem em função do confinamento ou pressão em suas superfícies limítrofes superior e inferior (Franco; Arcos, 2020). Em relação a esse conceito, conforme ilustrado na Figura 4, os aquíferos podem ser classificados em: livres, confinados e suspensos (Feitosa *et al.*, 2008).

Figura 4 – Perfil de caracterização das zonas saturadas e não saturadas.



Fonte: Adaptado de Midões, Fernandes e Costa (2001).

Os aquíferos livres estão mais próximos à superfície, a unidade geológica que o constitui ocorre em menor profundidade, esse tipo de aquífero está sob a influência da pressão atmosférica com sua zona saturada em contato direto com a zona vadosa, o que promove a infiltração direta das águas provenientes da chuva que caem na superfície do terreno recarregando o aquífero atravessando a zona não saturada (São Paulo, 2016).

Os aquíferos confinados são constituídos por uma formação geológica permeável confinada entre duas camadas impermeáveis ou semipermeáveis, a pressão da água em seu topo é maior que a pressão atmosférica (Minas Gerais, 2017). Esse tipo de aquífero pode ser dividido em drenantes e não drenantes, o primeiro possui uma das camadas limitantes semipermeável permitindo a entrada e saída do fluxo pelo topo ou pela base, e o segundo possui as camadas limítrofes impermeáveis (Feitosa *et al.*, 2008).

Em aquíferos confinados a recarga ocorre de forma lenta, nesse caso as rochas saturadas com baixa permeabilidade e baixa capacidade de transmitir água à outras rochas adjacentes são denominadas aquitardes, outra definição utilizada nesse contexto é a de aquiclude, que consiste em um material impermeável, com capacidade de armazenar porém sem capacidade de transmitir a água, e por último existem os

aquifugos que são rochas impermeáveis que não armazenam e não transmitem água como, por exemplo, os granitos não fraturados (Iritani; Ezaki, 2012).

Aquíferos suspensos são encontrados na zona não saturada, onde as águas subterrâneas se acumulam sobre camadas relativamente impermeáveis, eles drenam através de nascentes localizadas no contato entre as formações permeáveis e impermeáveis, frequentemente o lençol freático dos aquíferos suspensos encontram-se flutuando, e nas estações chuvosas a taxa de recarga desses aquíferos é maior que a taxa de descarga promovendo assim a ascensão do lençol freático (Peleg; Gvirtman, 2010).

A diminuição ou alteração nos padrões de precipitação pode resultar em uma redução na recarga, principalmente nos aquíferos não confinados, o que pode levar à escassez de água subterrânea, projeções indicam que as mudanças climáticas de longo prazo terão um impacto significativo nos aquíferos brasileiros até o ano de 2050 (Hirata; Conicelli, 2012).

3.4 PANORAMA SOBRE AS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NO BRASIL E NO ESTADO DE SÃO PAULO

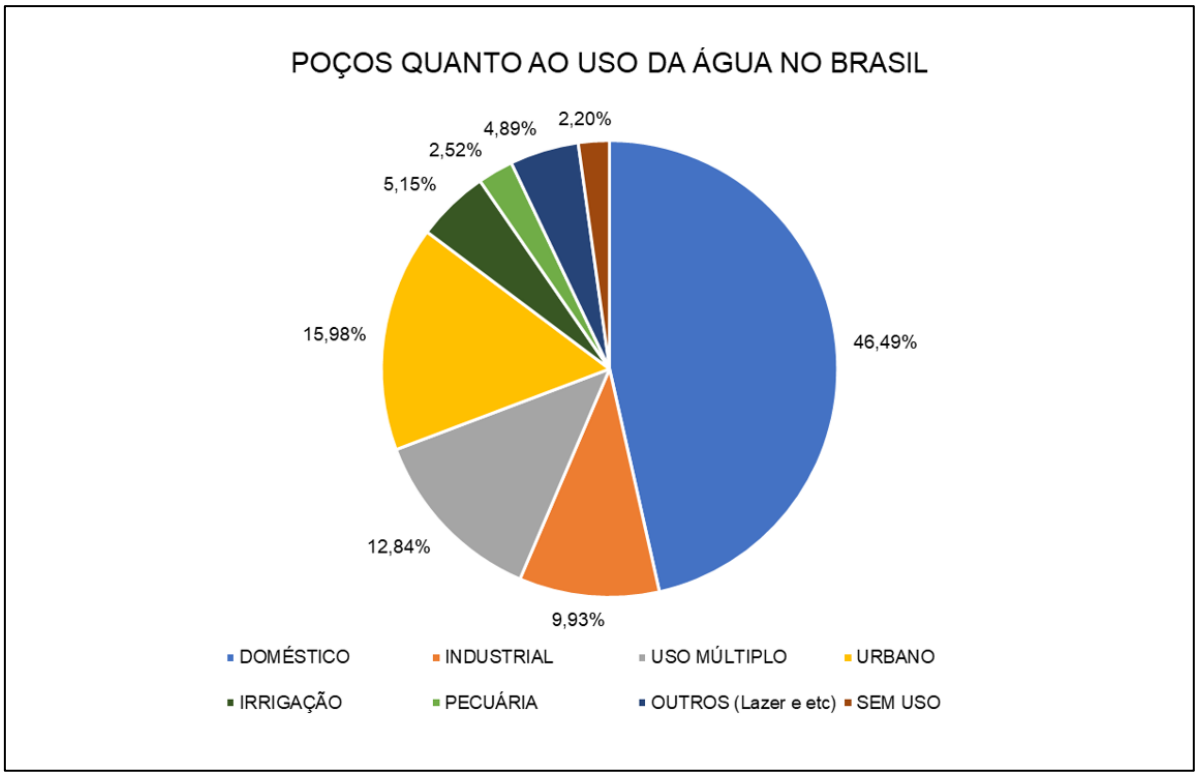
A água subterrânea representa 90% da água doce do Brasil, ela desempenha um papel importante para o desenvolvimento e está ligada diretamente à segurança hídrica por meio da captação de mais de 2,5 milhões de poços tubulares que extraem aproximadamente um volume de água de 17.580 milhões de m³/ano, garantindo o abastecimento público, sustentando sistemas de irrigação para produção alimentícia, além de serem utilizadas como insumo na produção industrial, e assegurarem a manutenção de diversos ecossistemas, em áreas tropicais, por exemplo, as águas subterrâneas asseguram a perenidade dos rios em época de estiagem respondendo por 30 a 40% de sua vazão (Hirata *et al.*, 2019).

O abastecimento público por meio de águas subterrâneas retiradas de aquíferos por poços tubulares profundos consiste em uma das principais fontes do segmento no Brasil (Martins; Figueiredo, 2010). Dentre os municípios brasileiros 43% são abastecidos exclusivamente por mananciais superficiais, 17% possuem abastecimento misto (com predominância de 14% para água superficial e 3% com predominância para água subterrânea) e 40% são abastecidos exclusivamente por mananciais subterrâneos, dessa forma o total de sedes municipais que fazem uso de

mananciais subterrâneos para abastecimento representam cerca de 3.150 municípios atendendo cerca de 95,31 milhões de habitantes (Brasil, 2021a).

De acordo com o banco de dados do Sistema de Informação de Águas Subterrâneas (SIAGAS), com 333.421 registros de fontes de água subterrâneas cadastradas, a utilização predominante desse recurso direciona-se aos usos doméstico, urbano, rural e industrial (Freddo Filho, 2020). A Figura 5 reúne os principais usos da água subterrânea no Brasil.

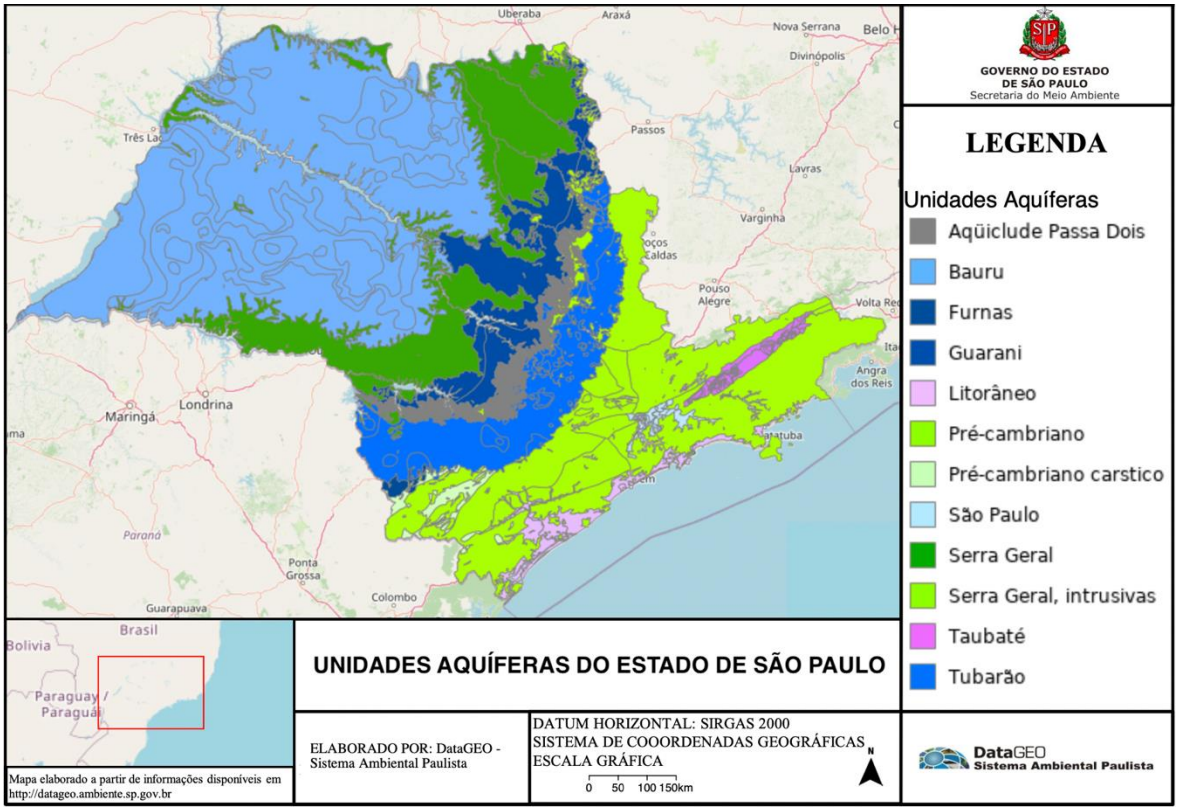
Figura 5 – Gráfico com o perfil de utilização da água subterrânea no Brasil.



Fonte: Adaptado de Freddo Filho (2020).

O Estado de São Paulo representa uma contribuição expressiva na quantidade de habitantes brasileiros que fazem uso da água subterrânea, a utilização dessa modalidade de abastecimento vem se processando de forma crescente durante a última década sendo previsto ainda um aumento acentuado nos próximos anos, um dos motivos para tal, é a grande disponibilidade hídrica desse segmento que contabiliza 11 diferentes aquíferos com potencial de exploração e 1 aquiclude (São Paulo, 2005), a Figura 6 traz a distribuição dos aquíferos no território do estado.

Figura 6 – Índice de aquíferos no Estado de São Paulo.



Fonte: DataGEO (2023).

Os reservatórios subterrâneos já são utilizados para abastecimento público na maior parte dos municípios do interior do estado e garantem em muitos casos vantagens operacionais e econômicas em ralação ao uso da água superficial (Bertolo *et al.*, 2015). Com isso o estado recebe o título de maior consumidor de água subterrânea em volume, contabilizando cerca de 484 milhões de m³/ano (Hirata *et al.*, 2019).

Com 645 municípios, o Estado de São Paulo possui pouco mais da metade de suas sedes municipais (52%) abastecidas exclusivamente por água subterrânea, concentradas em grande parte na região noroeste do estado, totalizando 29,6 milhões de habitantes abastecidos por mananciais subterrâneos. Desse valor 25,17 milhões se enquadram em uso misto (alimentação por captação superficial e subterrânea) e 4,43 milhões abastecidos apenas por água subterrânea o que corresponde à 333 municípios (Brasil, 2021a).

Os volumes extraídos estão associados principalmente aos Sistemas dos Aquíferos Bauru (SAB) e Guarani (Brasil, 2012). A maior quantidade de poços tubulares para exploração da água subterrânea no Estado de São Paulo está concentrada no SAB, resultando em um maior volume de água extraído para esse

sistema de aquífero, cerca de 3 milhões de m^3/mês, tornando-se uma importante fonte de abastecimento para toda a região oeste (São Paulo, 2011).

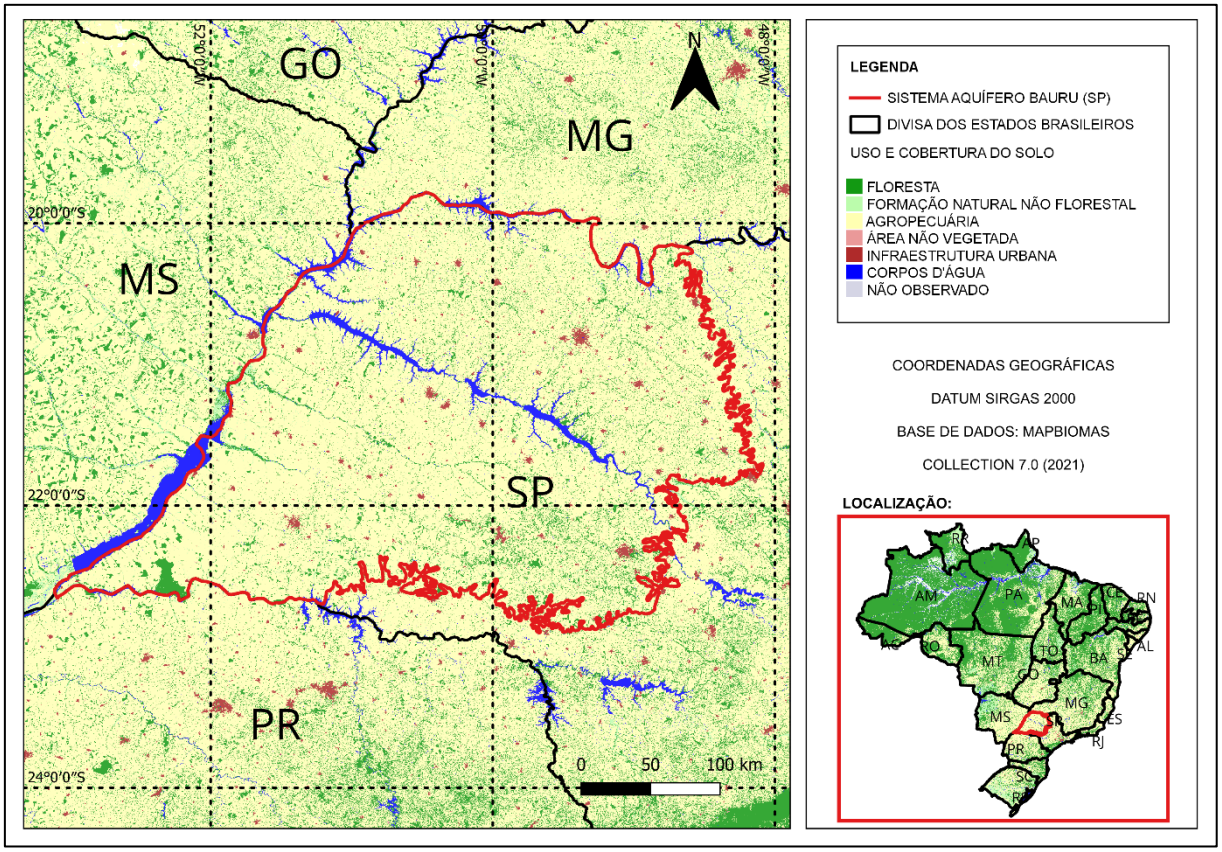
3.5 SISTEMA AQUÍFERO BAURU

O Sistema Aquífero Bauru (SAB) é um dos principais reservatórios subterrâneos sedimentares do Brasil, compreendendo uma área de cerca de 370.000 km^2, que engloba os estados de São Paulo, Minas Gerais, Paraná, Mato Grosso do Sul e Goiás ajudando a desempenhar um papel crucial na manutenção dos rios dessas regiões, garantindo seu fluxo constante (Campos *et al.*, 2018).

O SAB é um dos aquíferos mais utilizados no estado de São Paulo, em grande parte devido a sua profundidade rasa, rendimento de poços satisfatórios e ampla abrangência horizontal (Stradioto *et al.*, 2017). Sua extensão regional é de aproximadamente 96.900km^2 contemplando a metade oeste do Estado de São Paulo (Iritani; Ezaki, 2012). Existem cerca de 265 municípios inseridos na área do SAB, mais de 80% desses municípios dependem exclusivamente das águas subterrâneas para suprir suas necessidades de abastecimento (Campos *et al.*, 2018).

As principais atividades econômicas desenvolvidas em na região do SAB, conforme ilustrado pela Figura 7, são as atividades agropecuárias contemplando atividades como a silvicultura, pastagem, plantio de cana, soja, algodão, arroz, dentre outras (MAPBIOMAS, 20017).

Figura 7 - Mapa de uso e cobertura da terra no Sistema Aquífero Bauru no Estado de São Paulo.

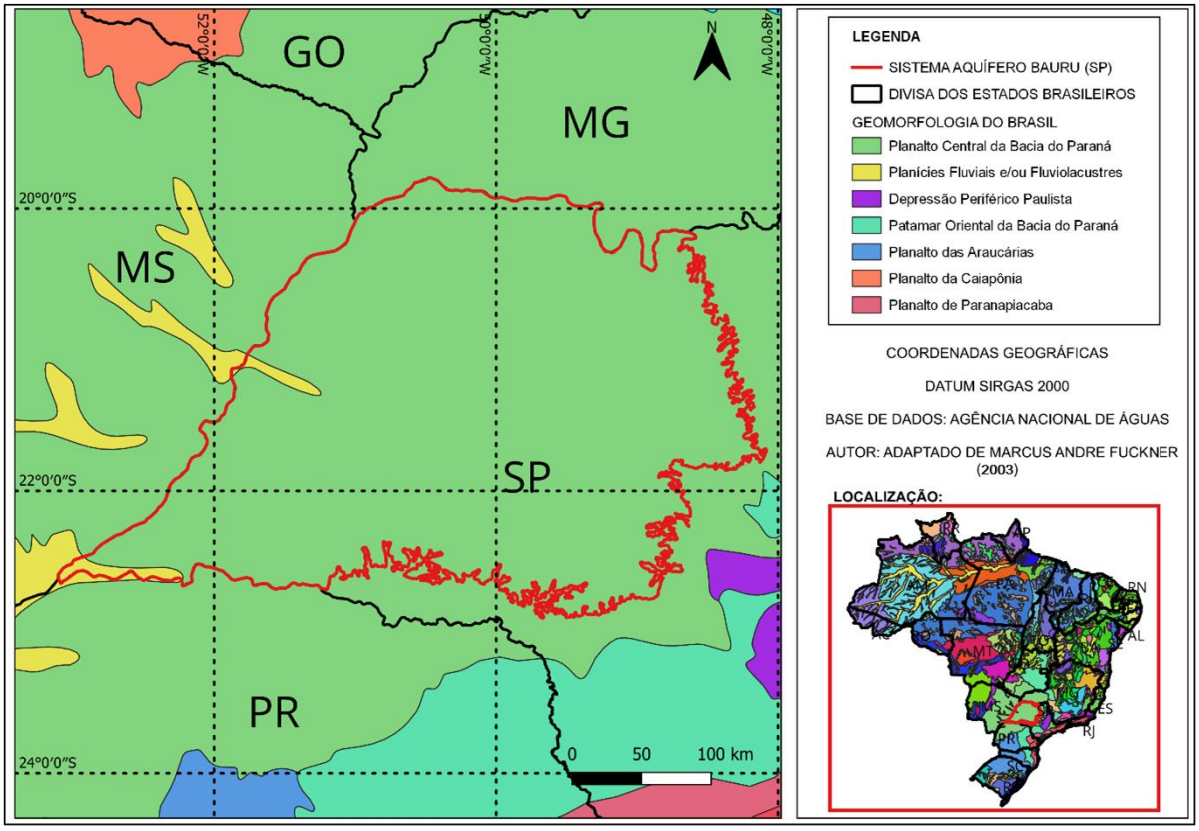


Fonte: Adaptado de MAPBIOMAS (2017).

O SAB pode ser caracterizado como um sistema aquífero sedimentar, permeável e de porosidade granular, (Iritani; Ezaki, 2012). Suas águas ocorrem regionalmente de maneira livre, podendo se apresentar localmente como semi-confinadas ou confinadas (Mancuso; Campos, 2005; São Paulo, 2016). A direção do seu fluxo ocorre no sentido de leste a oeste (Hu *et al.*, 2017) a caminho dos principais drenos dos rios Turvo, São José dos Dourados, Tietê, Aguapeí, Peixe, Santo Anastácio, Paraná e Paranapanema (Pileggi *et al.*, 2021).

Conforme ilustrado na Figura 8, os domínios geomorfológicos presentes na área do SAB no Estado de São Paulo são as Planícies Fluviais e/ou Fluviolacustres e o Planalto Central da Bacia do Paraná, sendo o último presente praticamente em toda sua extensão (Fuckner, 2003).

Figura 8 – Geomorfologia predominante no Sistema Aquífero Bauru no Estado de São Paulo.



Fonte: Adaptado de Marcus Andre Fuckner (2003).

A espessura saturada média do Sistema Aquífero Bauru é de 75 metros, variando de 150 a 200 metros na região de São José do Rio Preto e Presidente Prudente, com maiores espessuras preservadas na região de Marília ultrapassando 300 metros (Mancuso; Campos, 2005; Chang; Stradioto; Silva, 2016).

Com produtividade de média a alta, o SAB apresenta água com boa qualidade para abastecimento público e consumo humano, entretanto, por possuir recarga em toda sua extensão (característica relacionada ao seu comportamento de aquífero livre) pode apresentar um maior risco para poluição (Iritani; Ezaki, 2012). A vazão explorável do SAB varia de 10 a 120 m^3/h por poço, com zonas de maior potencial localizadas ao longo dos rios Paraná e Paranapanema (Pileggi *et al.*, 2021).

Em aquíferos livres, a recarga acontece de maneira direta e pode ser afetada por características locais, como a variação dos níveis de precipitação na região, do tipo de uso e ocupação da terra, da profundidade do lençol freático e do fluxo subsuperficial (Gonçalves *et al.*, 2017).

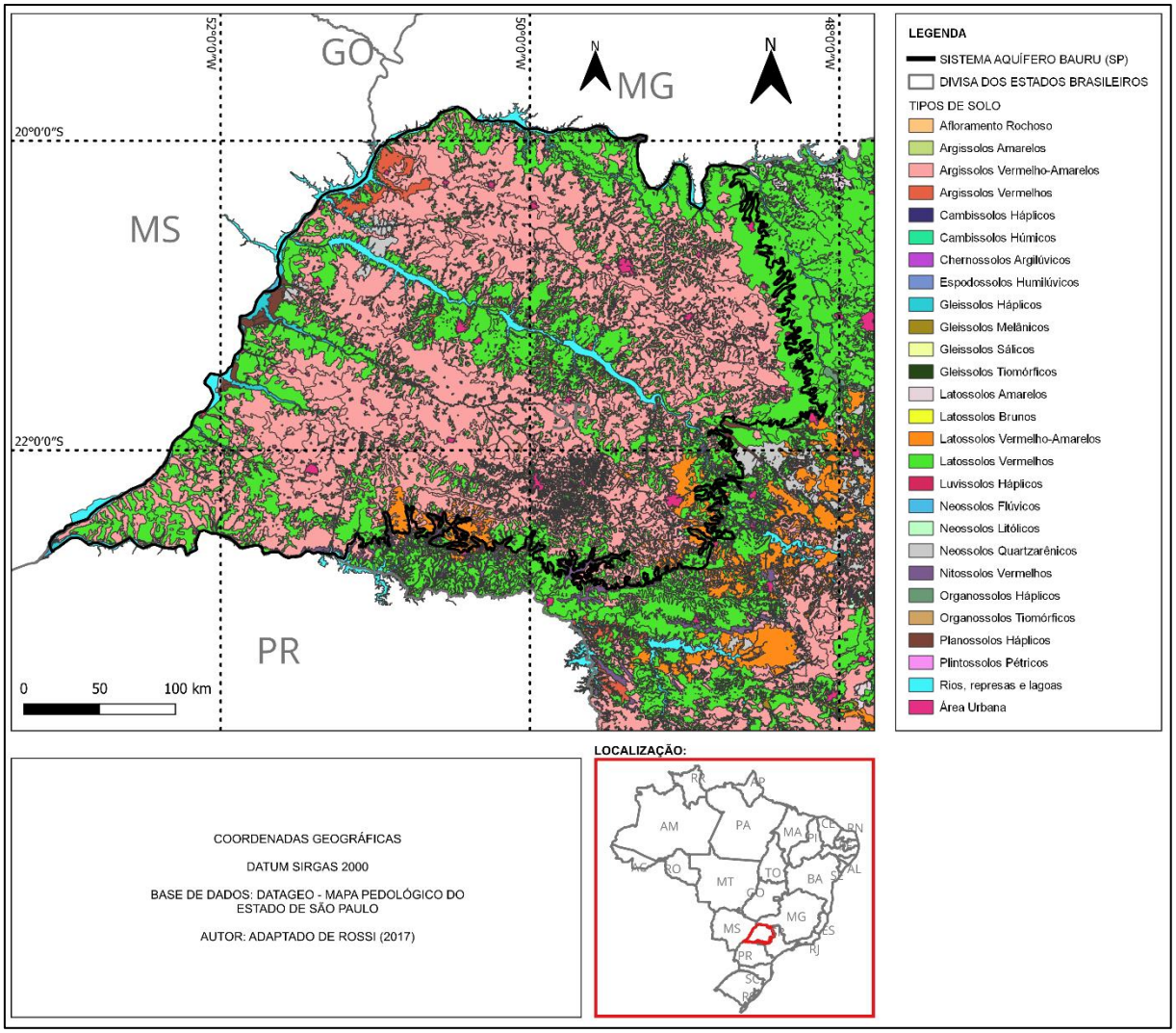
A recarga do Aquífero Bauru é feita diretamente pela precipitação, sua base interna de drenagem é relativamente densa, contribuindo também como reservatório

regulador para o escoamento dos rios (Della Togna; Mantilla, 1972; Pileggi *et al.*, 2021).

Gonçalves e Manzione (2019) estimaram a recarga das águas subterrâneas no SAB e identificaram que durante o ano hidrológico de 2015/2016, que foi considerado mais chuvoso, houve um volume de recarga maior do que em comparação com o ano hidrológico de 2014/2015, que foi considerado um ano mais seco.

A Figura 9, ilustra os principais tipos de solo presentes no SAB, de acordo com o Mapa Pedológico do Estado de São Paulo (Rossi, 2017), dentre eles encontramos os Latossolos Vermelhos e Argissolos Vermelho-Amarelos.

Figura 9 – Tipos de solos predominantes no Sistema Aquífero Bauru no Estado de São Paulo.



Fonte: Adaptado de Rossi (2017).

As litologias mais frequentes do SAB consistem em depósitos de arenito com diferentes graus de granulação, que variam de fina a grossa. Esses arenitos

geralmente apresentam uma seleção irregular em certas áreas, podendo conter intercalações de camadas de siltito e argilito. Além disso, é possível encontrar variações na composição dessas rochas, que vão desde teores levemente até altamente argilosos, com ocorrências esporádicas de conglomerados e diferentes quantidades de cimento de calcita. No geral, os arenitos predominam na região, sendo compostos principalmente por quartzo e apresentando conteúdo carbonático (Silva *et al.*, 2009; Hu *et al.*, 2017; Garpelli; Gastmans, 2020).

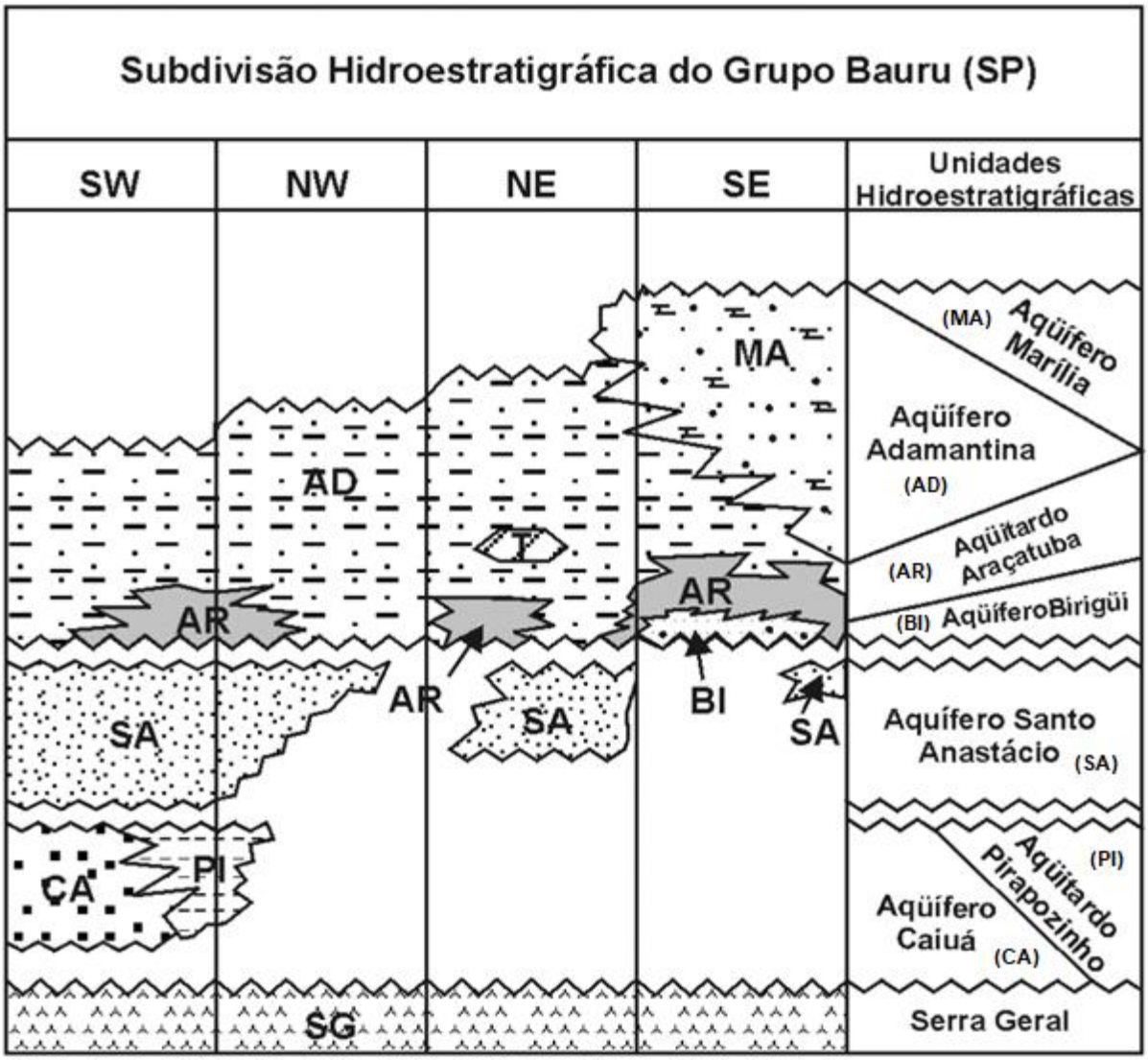
Levando em consideração as condições de armazenamento, circulação, porosidade e permeabilidade o Sistema Aquífero Bauru pode ser dividido nas unidades hidroestratigráficas representadas pelos aquíferos Caiuá, Santo Anastácio, Birigui, Adamantina e Marília, e pelos aquitardos Pirapozinho e Araçatuba, com suas principais características descritas na Tabela 1 e perfil esquematizado na Figura 10, (Silva *et al.*, 2003; Silva *et al.*, 2005).

Tabela 1 – Principais características das divisões litoestratigráficas e hidroestratigrafia do Grupo Bauru no Estado de São Paulo.

Unidades Hidroestratigráficas	Características
Aquífero Caiuá	Composto por sedimentos arenosos depositados em ambiente fluvial, possivelmente com influências eólicas na parte superior. Considerado livre a semiconfinado.
Aquífero Santo Anastácio	Composto por sedimentos predominantemente arenosos, depositados por um sistema fluvial entrelaçado a meandrante, com algumas intercalações pelíticas. Considerado livre a semiconfinado e contínuo.
Aquífero Birigui	Formação de sedimentos arenosos com granulometria variando de fina a conglomerática. Deposição em ambiente fluvial de alta energia, do tipo entrelaçado. Considerado um aquífero local, confinado e contínuo.
Aquífero Adamantina	Composto por depósitos arenosos indicativos de sedimentação em canais fluviais meandrantes. Padrão de aumento do tamanho dos sedimentos. Considerado um aquífero regional, livre a semiconfinado e contínuo.
Aquífero Marília	Composto principalmente por sedimentos arenosos de granulometria fina a grossa, com baixo teor de argila e intercalações de material pelítico. Apresenta intensa cimentação carbonática em suas porções superiores. Extensão regional, livre a semiconfinado e contínuo.
Formação Pirapozinho	Unidade litoestratigráfica pelítica encontrada em subsuperfície, localizada entre a Formação Serra Geral (abaixo) e a Formação Santo Anastácio (acima), e intercalada lateralmente com a Formação Caiuá. É composta por siltitos, lamitos arenosos e argilitos, sendo predominantemente carbonáticos, e apresenta camadas lenticulares ocasionais de arenitos finos.
Formação Araçatuba	Unidade litoestratigráfica com sedimentação predominantemente pelítica, composta por siltitos arenosos cinzas esverdeados, maciços ou com estratificação plano-paralela a cruzada, com intercalações de siltitos argilosos e arenitos muito finos.

Fonte: Adaptado de Silva *et al.* (2003) e Silva *et al.* (2005).

Figura 10 – Hidroestratigrafia do Grupo Bauru no Estado de São Paulo.



Fonte: Adaptado de Silva *et al.* (2003) e Silva *et al.* (2005).

É relevante destacar que os aquíferos Santo Anastácio, Cauiá e Adamantina, embora possuam um potencial hídrico exploratório mais promissor, tendem a apresentar maior vulnerabilidade natural à contaminação (São Paulo, 2016).

Como mencionado anteriormente, o Sistema Aquífero Bauru é naturalmente suscetível a vulnerabilidades devido à sua natureza como um aquífero subterrâneo livre com recarga direta (Romagnoli; Manzione, 2018).

Além disso, outra preocupação reside nas áreas de descarga do SAB, que estão localizadas nas margens de rios e afluentes presentes em sua extensão. Essas áreas também apresentam uma alta taxa de vulnerabilidade à contaminação (Rosenberger *et al.*, 2013; Coraça; Helene, 2021).

3.6 QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA

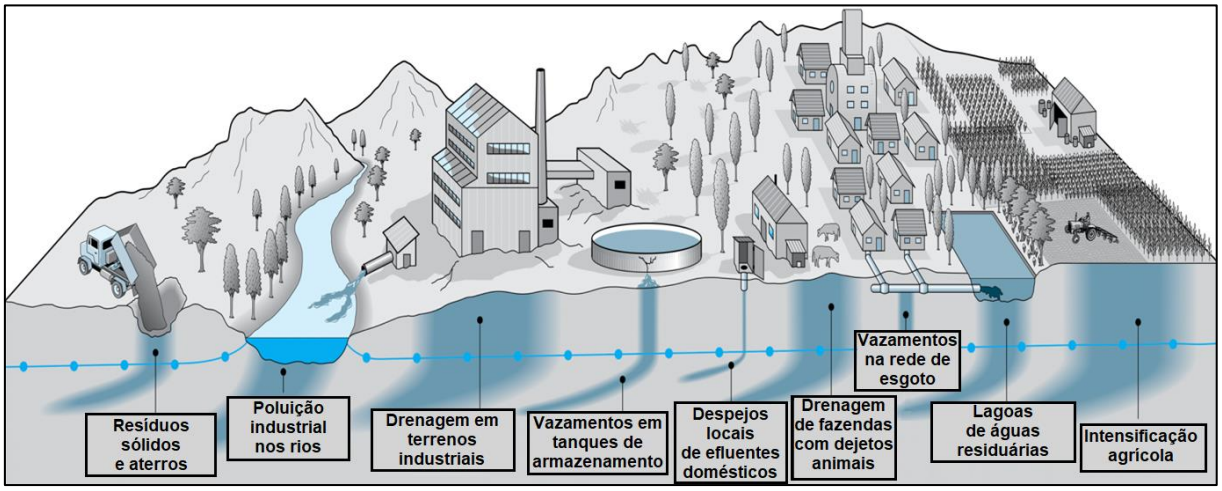
É importante destacar que a qualidade da água subterrânea desempenha um papel fundamental na garantia do abastecimento de água de uma região, sendo um aspecto de grande relevância a ser considerado (Liu *et al.*, 2021). Portanto, a gestão adequada da demanda hídrica das comunidades requer especial atenção a esse componente crítico (Nunes; Aravena; Parker, 2021).

As fontes poluidoras das águas subterrâneas podem ser de origem natural e antrópica. As características químicas das águas subterrâneas estão intimamente relacionadas às propriedades das rochas nas quais são armazenadas e pelas quais se infiltram, dessa forma, uma das fontes naturais relacionadas a perda de qualidade da água subterrânea é o intemperismo ocasionado pela dissolução dessas rochas. A contaminação causada devido a fontes antropogênicas pode ocorrer por forma pontual e por forma difusa. Isso permite que uma variada gama de poluentes possa contaminar as águas subterrâneas como: microrganismos patogênicos, compostos químicos orgânicos e inorgânicos (Canato *et al.*, 2014; CETESB, 2022; Qureshi *et al.*, 2021).

Logo, os principais casos de contaminação podem ser atribuídos a esses dois principais fatores. O primeiro fator relacionado as alterações geoquímicas naturais, como a presença de ferro, manganês, flúor e, em menor escala, cromo, bário e arsênio, resultantes da dissolução de minerais específicos presentes nas rochas dos aquíferos; e o segundo fator que são as diversas atividades humanas contaminantes (Hirata; Suhogusoff, 2019).

De acordo com Foster *et al.* (2002), a maior parte das águas subterrâneas se originam a partir da infiltração da chuva na superfície terrestre. Portanto, as atividades realizadas na superfície como áreas urbanizadas sem sistema de saneamento adequado, atividades industriais, armazenamento de substâncias perigosas, atividades agrícolas e deposição de resíduos sólidos podem representar uma ameaça direta à qualidade das águas subterrâneas (Foster *et al.*, 2002; Hirata; Suhogusoff, 2019). Alguns dos parâmetros de contaminação mais preocupantes em águas subterrâneas são: nitrato, amônia, patógenos, cloretos, sulfatos, metais pesados, arsênio, carbono orgânico dissolvido, hidrocarbonetos aromáticos e pesticidas (Foster *et al.*, 2002). A Figura 11, apresenta algumas das principais formas de contaminação das águas subterrâneas por meio de atividades antrópicas.

Figura 11 – Processos comuns de contaminação das águas subterrâneas.



Fonte: Adaptado de Foster *et al.* (2002).

Dentro desse contexto, estudos indicam que as variações sazonais e anuais nos níveis de água subterrânea são impactadas pelas mudanças climáticas. As mudanças climáticas afetam também a qualidade das águas subterrâneas, com possíveis consequências para a saúde pública. Condições mais quentes e secas, por exemplo, tendem a aumentar a mineralização de metais pesados que são transportados para as fontes de água subterrânea. Chuvas intensas ou períodos de seca podem influenciar a qualidade da água e a disseminação de patógenos (Abanyie *et al.*, 2023).

Silva *et al.* (2018a) realizaram uma avaliação sazonal da qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de influência do Lixão de Salinópolis (PA), e identificaram que em águas subterrâneas, parâmetros como amônia, nitrato, ferro, mercúrio e chumbo estiveram em maiores concentrações no período menos chuvoso; enquanto, condutividade elétrica (CE), *Escherichia coli* (E. coli), coliformes totais e alumínio aumentaram suas concentrações no período chuvoso.

Costa *et al.* (2020a) identificaram uma forte influência da sazonalidade, em águas subterrâneas e superficiais, nas concentrações de contaminantes como nitrito/nitrato, fósforo, fosfato, coliformes termotolerantes e parâmetros físico-químicos, nas estações seca e chuvosa, sendo a última com as maiores concentrações para os contaminantes. Por exemplo, uma amostra de Escherichia coli, que apresentou um aumento de 1520 vezes durante a estação chuvosa em comparação com a estação seca.

Mendes *et al.* (2023) identificaram compostos inorgânicos, como alumínio, bário, cromo total, ferro total, manganês, chumbo, antimônio e zinco, junto com

agrotóxicos, como Dimetoato, Imidacloprido, Permetrina, dentre outros, em amostras de água de poços situados em áreas de depósito aluvionar e baixa topografia. Durante períodos de chuvas intensas, essas substâncias contaminantes podem se deslocar para regiões de menor altitude, onde estão localizados os depósitos aluvionares o que resulta na infiltração desses materiais no solo e contaminação das águas subterrâneas.

Diante ao exposto, a Tabela 2 traz um compilado dos resultados de alguns estudos realizados em águas subterrâneas, onde os autores identificaram parâmetros importantes para a indicação de potabilidade, em sua maioria avaliados em períodos de chuvas e estiagem.

Tabela 2 – Estudos com influência das variações sazonais na qualidade da água subterrânea (Continua).

Contaminante	**VMP[(a)]**	**Resultados**	**Referência**
Cádmio (Cd)	0,03 mg/L	Em análise da qualidade da água subterrânea os autores identificaram valores acima do VMP. As atividades antrópicas que ocorrem na área urbana tendem a introduzir, através do processo de infiltração, uma gama de elementos químicos na zona saturada, alterando a qualidade físico-química dos aquíferos subjacentes.	Rezende *et al.* (2023)
Manganês (Mn)	0,1 mg/L	Os autores avaliaram amostras de água subterrânea e observaram valores médios de Manganês acima do VMP. Essa situação pode causar diversos problemas, como manchas em roupas e utensílios, sabor desagradável na água e formação de depósitos em tubulações. Além disso, durante períodos chuvosos, as concentrações desse elemento tendem a aumentar.	Ribeiro *et al.* (2019)
Vanádio (Va)	0,05 mg/L	Os autores identificaram duas áreas com concentrações inadequadas de Vanádio no SAB, com total de 1850,3 km^2. Uma em menor extensão próxima a Andradina, e outra mais ampla na região de Presidente Prudente. O estudo apontou ainda que a sazonalidade entre épocas chuvosas e secas afeta as concentrações de Vanádio, bem como as de outros parâmetros analisados (Cr, Ba). Isso ocorre devido à diluição durante o recarregamento do aquífero pelas águas pluviais ou à dispersão dos elementos pelo fluxo da água.	Lima *et al.* (2020)

[(a)] VMP= Valores Máximos Permitidos pela Portaria n.º 2.914, de 12 de dezembro de 2011, Portaria n.º 888, de 04 de maio de 2021, *Guidelines for drinking-water quality* (Brasil, 2011; Brasil, 2021b; WHO, 2011). Fonte: Elaboração do próprio autor.

Tabela 2 – Estudos com influência das variações sazonais na qualidade da água subterrânea (Continuação).

Contaminante	VMP[(a)]	Resultados	Referência
Patógenos	Ausência em 100 mL	No estudo foi identificada a presença de coliformes totais e *Escherichia coli* nas águas subterrâneas dos poços avaliados. No período de estiagem, foram encontrados os maiores valores (7.298 e 5.280 NMP 100 mL^{-1}) o que foi relacionando o aumento da concentração de coliformes devido a redução do volume de água subterrânea disponível. No período chuvoso houve uma redução nos valores (4.080 e 3.680 MP 100 mL^{-1}).	Scheffler *et al.* (2022)
Ferro (Fe)	0,3 mg/L	Os autores avaliaram a distribuição espacial dos teores de ferro encontrados nas águas subterrâneas de aquíferos sedimentares e identificaram que dos 494 poços analisados 152 apresentaram teor de ferro superior à 0,3 mg/L (VMP). Os autores identificaram ainda que o Fe possui uma distribuição espacial bem correlacionada com os atributos ambientais clima e pluviosidade. Quanto maior a faixa pluviométrica maior o percentual de poços com alto teor de ferro.	Carmo e Oliveira (2020)
Nitrato (NO_3^-)	10 mg/L	O estudo analisou a qualidade da água subterrânea em 4 períodos associados a sazonalidade. No período de águas altas, o valor máximo encontrado foi de 16,76 mg/L, durante a transição de águas altas para águas baixas, o valor máximo foi de 34,64 mg/L, no período de águas baixas o valor máximo de 26,8 mg/L e por fim durante a transição de águas baixas para altas o valor máximo foi de 24,9 mg/L. Em todos eles foram encontrados valores de nitrato acima do limite permitido pela legislação.	Laureano *et al.* (2020)
pH	Entre 6,0 e 9,5	Os autores encontraram valores de pH abaixo da faixa recomendada. Durante a estiagem, os resultados variaram de 5,85 a 6,02, enquanto durante as chuvas, variaram de 3,72 a 5,63. A queda do pH nos períodos de chuva foi atribuída à influência direta da alta precipitação, que permite a percolação de contaminantes para o lençol freático, devido aos solos arenosos.	Silva *et al.* (2018b)
Crômio (Cr)	0,05 mg/L	Os autores avaliaram as concentrações de cromo total obtidas em amostras de água subterrânea para o consumo humano de sistemas de abastecimento público. Do total de amostras, 15% excedem o VMP. Os níveis de cromo médios obtidos em cada período de estudo podem estar associados à sazonalidade, onde os baixos índices pluviométricos correspondem às maiores concentrações de cromo obtidas.	Mataveli *et al.* (2018)
Arsênio (As)	0,01 mg/L	Os autores avaliaram a qualidade das águas subterrâneas em um aquífero sedimentar do tipo livre em área fertirrigada e detectaram valores acima do VMP em 3 de 10 amostras analisadas. A ocorrência dos valores fora da conformidade foi atribuída a contaminação por efluente suíno devido a sua infiltração, e lixiviação de matéria orgânica, bem como da saturação dos nutrientes nas águas subterrâneas.	Uechi *et al.* (2021)

(a) VMP= Valores Máximos Permitidos pela Portaria n.º 888, de 04 de maio de 2021 e *Guidelines for drinking-water quality* (Brasil, 2021b; WHO, 2011). Fonte: Elaboração do próprio autor.

Tabela 2 – Estudos com influência das variações sazonais na qualidade da água subterrânea (Conclusão).

Contaminante	VMP[(a)]	Resultados	Referência
Condutividade Elétrica (CE)	-	A água subterrânea analisada pelos autores no estudo apresentou uma grande variação da salinidade entre os poços, expressa pela CE. Os valores médios ficaram entre 317 e 3.808 μScm^{-1}. Os resultados demonstram que a entrada das águas da chuva e superficiais provenientes da lixiviação do solo salinizado no aquífero, aumentam a condutividade elétrica.	Nobre *et al.* (2018)
Cloreto (Cl)	250 mg/L	Os autores identificaram, em amostras de água subterrânea, teores de cloreto variando de 26,3 a 280,0 mg/L (fevereiro/2018), 23,0 a 306,3 mg/L (junho/2018) e 24,6 a 265,9 mg/L (dezembro/2018). Com valores acima do VMP. As maiores concentrações na área podem ser atribuídas à infiltração das águas pluviais através do solo, que causa a lixiviação dos sais presentes no solo, e à evaporação, que aumenta a concentração dos sais nas águas superficiais que interagem com os aquíferos livres.	Venancio *et al.* (2020)
Sólidos Dissolvidos (SD)	500 mg/L	Os autores analisaram a qualidade das águas subterrâneas no Semiárido de Pernambuco, considerando os níveis médios de sólidos totais dissolvidos e a precipitação. Eles identificaram que os processos atmosféricos e climáticos da região têm uma influência direta na qualidade da água subterrânea. Os valores para os sólidos totais dissolvidos no período chuvoso de agosto a outubro de 2012 a 2014 foram maiores do que no outro período dos mesmos anos, concordando com os menores índices pluviométricos.	Regueira da Costa *et al.* (2018)
Dureza (Du)	300 mg/L	Ao avaliar a potabilidade das águas subterrâneas utilizadas para consumo humano em Campina Grande-PB, os autores identificaram que o clima exerce uma grande influência em regiões semiáridas, onde a quantidade de chuva é baixa e a taxa de evaporação é alta. A combinação de baixa pluviosidade e alta evaporação contribui para o aumento gradual da concentração de sais. Em relação a Dureza Total, apenas 4 de todas as amostras analisadas apresentaram valores permitidos, o que representa 30,77% do total.	Júnior *et al.* (2020)
Bário (Ba)	0,7 mg/L	Em análise das águas do Aquífero Guarani, Voltera identificou 190 amostras com valores de Bário ultrapassando o VMP. O autor atribui a presença de Bário nas águas subterrâneas a lixiviação através do solo por meio do manuseio de produtos que contenham o elemento, decomposição inapropriada de resíduos ou por atividades agropecuárias indevidas.	Voltera (2022)
Alumínio (Al)	0,2 mg/L	A concentração de alumínio na água variou de 0,0171 a 0,6571 mg/L, com uma concentração média de 0,1871 mg/L. Cinco amostras apresentaram concentrações acima do VMP, os maiores valores observados foram no mês de julho, durante a transição do período chuvoso para o menos chuvoso. Isso pode ser explicado pela maior incidência de chuvas, que promove a lixiviação de elementos químicos de baixa mobilidade, como o alumínio.	Vasconcelos Junior *et al.* (2018)

[(a)] VMP= Valores Máximos Permitidos pela Portaria n.º 888, de 04 de maio de 2021 e *Guidelines for drinking-water quality* (Brasil, 2021b; WHO, 2011). Fonte: Elaboração do próprio autor.

A água subterrânea possui diversas categorias de uso a Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 396, traz os diferentes VMP estabelecidos para cada parâmetro variando de acordo com os usos preponderantes da água, como consumo humano, dessedentação de animais, irrigação e recreação. Parâmetros como o Alumínio por exemplo possuem como VMP 200 µg/L, 5.000 µg/L e 200 µg/L para os usos de consumo humano, dessedentação de animal e irrigação, e recreação respectivamente (Brasil, 2008).

Cada vez mais a qualidade da água destinada ao consumo humano tem sido alvo de estudos científicos, regulamentações e leis específicas, que direcionam o uso dos recursos hídricos visando garantir a sua adequação para fins de potabilidade (Moreira; Kopp; Nardocci, 2021).

O monitoramento e prevenção da contaminação das águas subterrâneas no Estado de São Paulo fica sob a responsabilidade da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). A partir da década de 1990, a CETESB estabeleceu uma rede de monitoramento ambiental que inclui a análise semestral da qualidade da água de poços tubulares usados principalmente para abastecimento público (CETESB, 2019).

Esses resultados são compilados em relatórios trienais, sendo o relatório referente ao período de 2016 a 2018 usado como base para este estudo (CETESB, 2019). O documento indica a não conformidade nos parâmetros analisados levando em consideração às normas nacionais (CETESB, 2019), usando como referência os Valores Máximos Permitidos (VMP) estabelecidos pelo Ministério da Saúde (Brasil, 2011; Brasil, 2021b).

A capacidade de identificar a variabilidade dos atributos químicos da água é fundamental para distinguir os locais de maior qualidade, recomendados para o uso adequado (Moreira *et al.*, 2020). No Brasil, o conhecimento sobre a qualidade e o potencial hídrico da água subterrânea encontra-se limitado, a maioria dos estudos recentes sobre a qualidade da água subterrânea é localizado, com poucos estudos regionais abrangentes (Zoby, 2008).

A combinação de dados pontuais com informações espaciais usando técnicas geoestatísticas, com o objetivo de obter uma representação espacial mais precisa das variáveis, está sendo cada vez mais adotada em estudos sobre recursos hídricos (Oliveira Junior, 2016).

Diante ao exposto, o sensoriamento remoto e o geoprocessamento tornam-se ferramentas valiosas junto às análises geoestatísticas. Esses recursos apresentam

custos relativamente baixos, o que é especialmente relevante para o presente trabalho que tem como base o uso de ferramentas gratuitas, para analisar dados secundários específicos disponibilizados por órgãos públicos.

3.7 GEOESTATÍSTICA

A geoestatística teve sua origem com Krige (1951) que ao analisar dados de concentração de ouro, percebeu a necessidade de considerar as distâncias entre as amostras para compreender melhor a variância dos dados. Baseado nesse conceito Matheron (1965), desenvolveu o método matemático por trás das análises geoestatísticas. Atualmente, a modelagem de dados geoestatísticos permeia por diversas áreas tais como: Epidemiologia, hidrologia, agricultura, ciência ambiental, estudos demográficos, entre outras (Ordoñez *et al.*, 2018).

A abordagem geoestatística considera as dependências estatísticas entre dados espaciais ou espaço-temporais, permitindo descrever padrões espaciais e estimar valores em locais não amostrados, fornecendo informações relevantes para interpolação, avaliação e modelagem de cenários, o que é especialmente útil quando se há escassez de dados (Panagiotou *et al.*, 2022, Mälicke *et al.*, 2023).

Além disso, a análise geoestatística de dados ambientais viabiliza a capacidade de construir uma superfície com base na caracterização da similaridade espacial entre as amostras (Reis *et al.*, 2023), o que proporciona a síntese de seus resultados em mapas de fácil interpretação e uso (Sousa *et al.*, 2022).

A geoestatística é baseada no conceito das variáveis regionalizadas, ou seja, variáveis com condicionamento espacial (Landim, 2006). O tratamento das variáveis regionalizadas por meio da geoestatística, considera a dependência espacial de um parâmetro e suas coordenadas geográficas (Pollo *et al.*, 2018). São exemplos de variáveis regionalizadas a precipitação anual da chuva, os teores de elementos ou substâncias, a espessura de uma camada de rochas, as taxas de doenças e até a demografia (Santos, 2018).

As variáveis regionalizadas possuem dois aspectos contraditórios relacionados a duas características destintas: uma característica estruturada e outra característica aleatória (Landim, 2006). A parte estruturada está ligada à distribuição global do fenômeno estudado, enquanto o aspecto aleatório está relacionado com o comportamento local do fenômeno estudado (Santos, 2018).

Dessa forma, a variação espacial dessas variáveis é o que caracteriza o fenômeno regionalizado do qual elas se originaram (Silva, 2020), tendo como base a semelhança entre pontos vizinhos georreferenciados (Grego; Oliveira; Vieira, 2014). Dentro dessa perspectiva, supondo uma correlação espacial entre variáveis amostradas, os valores serão semelhantes em pontos vizinhos e gradualmente diferentes à medida que os pontos se distanciam. Em outras palavras, amostras próximas apresentarão teores altamente relacionados e à medida que as amostras se afastam, a relação diminui até se tornarem independentes, dessa forma a influência de cada amostra é inversamente proporcional à distância (Yamamoto; Landim, 2013).

3.7.1 Componentes da análise geoestatística

O processo geoestatístico contempla várias etapas, dentre elas estão inclusas: a análise preliminar dos dados coletados, a construção do semivariograma a partir das amostras, o ajuste e a determinação do semivariograma teórico, e a interpolação por krigagem, que é a responsável por viabilizar a elaboração de mapas do atributo em estudo (Grego; Oliveira; Vieira, 2014; Lundgren *et al.*, 2017).

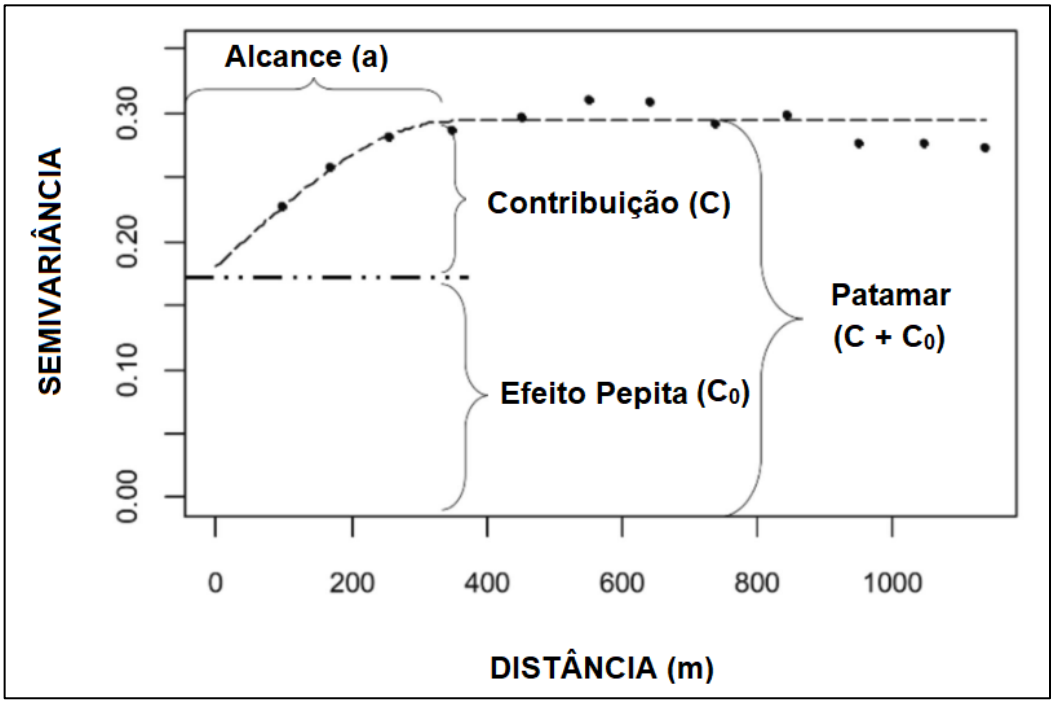
Um dos primeiros passos de uma análise geoestatística é a variografia. Ela consiste em computar e modelar um semivariograma (ferramenta geoestatística básica para medir a autocorrelação espacial de uma variável regionalizada). Como o próprio nome indica, um semivariograma é basicamente uma medida de variância (Grynyshyna-Poliuga, 2019).

No contexto das variáveis regionalizadas, considera-se que o valor de cada ponto amostrado está correlacionado com outro ponto de acordo com a distância entre eles (Ricardi, 2020). Nesse sentido, o semivariograma é o responsável por avaliar e estabelecer a relação de dependência espacial entre as variáveis do fenômeno estudado em função da distância entre elas (Manuel *et al.*, 2017; Boroh *et al.*, 2022, Zihad *et al.*, 2023).

De maneira geral, o semivariograma é uma função matemática que determina a dependência entre duas variáveis aleatórias regionalizadas locais, levando em consideração à autocorrelação em função da distância e da direção delas (Mello; Oliveira, 2016). A Figura 12 apresenta um semivariograma típico com os seus principais parâmetros: Efeito pepita (C_0), contribuição ou variância estrutural (C), patamar ($C + C_0$), e alcance (a).

O efeito pepita é o responsável por indicar os erros causados devido a micro variações, refletindo a incerteza em pequenas distâncias, principalmente pela falta de conhecimento da distribuição espacial da variável. O patamar representa o valor da semivariância máxima, a partir dele os dados começam a perder sua estrutura espacial. Normalmente, quando a amostragem é insuficiente ou incompleta, ou mesmo na presença de tendências nos dados, o semivariograma experimental não exibe um patamar. Por fim, o alcance é a distância máxima na qual a dependência espacial é detectada (Yamamoto; Landim, 2013; Lundgren *et al.*, 2017).

Figura 12 – Exemplo de semivariograma contendo todos os seus elementos.

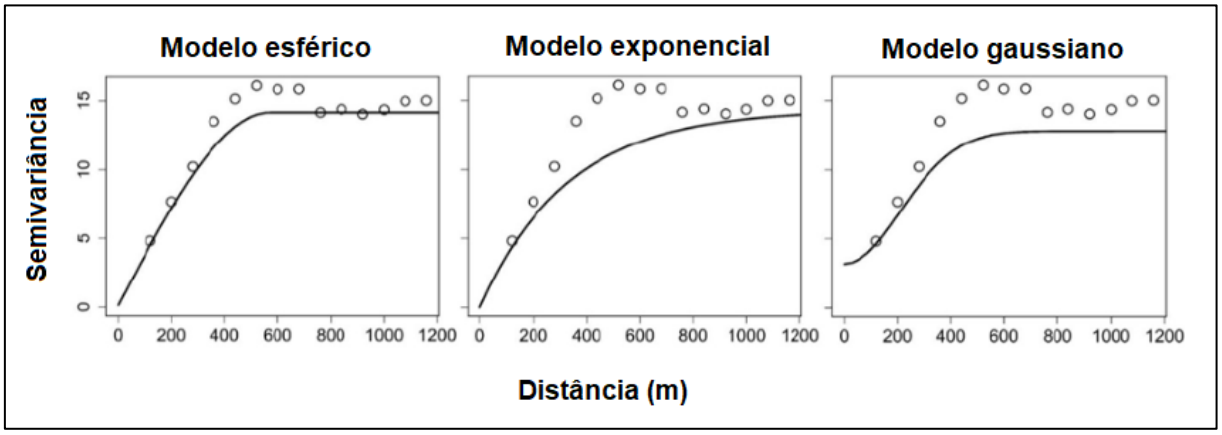


Fonte: Adaptado de Oliveira *et al.* (2022).

Antes da etapa de interpolação, utilizando a krigagem, é necessário ajustar uma função ao semivariograma experimental, o procedimento de ajuste não deve ser direto, mas sim interativo, pois neste processo o analista deve verificar a adequação do modelo ao semivariograma experimental (Ferreira *et al.*, 2013).

Os modelos teóricos utilizados com maior frequência para ajuste em aplicações nas ciências da terra são os modelos exponencial, esférico e gaussiano (Figura 13).

Figura 13 – Modelos de semivariância teóricos.



Fonte: Adaptado de Ataíde *et al.* (2019).

O modelo exponencial é adequado para processos que perdem similaridade com a distância de forma exponencial, como por exemplo, dados pluviométricos. O modelo esférico possui duas estruturas, uma para distâncias menores que o alcance e outra para distâncias maiores, atingindo um patamar. Já o modelo gaussiano apresenta uma queda inicial na semivariância seguida de um crescimento até o alcance, aplicado comumente em dados de cotas topográficas (Grego; Oliveira, 2015).

De acordo com Lima *et al.* (2021), alguns critérios são necessários para a escolha dos melhores ajustes semivarigráficos, dentre eles encontram-se: a menor soma dos quadrados dos desvios (SQR), o maior coeficiente de determinação espacial (R^2) e o maior avaliador da dependência espacial (ADE).

Para realizar a krigagem com precisão, é crucial estimar corretamente os parâmetros envolvidos. Caso o modelo seja ajustado de maneira inadequada, a krigagem pode conter erros de estimação, resultando em informações distorcidas do fenômeno em análise (Ferreira *et al.*, 2013).

As abordagens típicas para simular ou estimar variáveis regionalizadas são a krigagem simples e a krigagem ordinária. A krigagem simples é utilizada quando a média é assumida como estatisticamente constante para toda a área. A krigagem ordinária utiliza a média móvel de um estimador linear, com mínima variância para interpolação do atributo medido em posições não amostradas (Francisco *et al.*, 2023).

A principal diferença entre a krigagem e os outros métodos de interpolação reside na forma como os pesos são atribuídos às diferentes amostras (ponderação). Na krigagem, os pesos são determinados por meio de uma análise espacial baseada no semivariograma experimental. Além disso, a krigagem fornece em média estimativas sem viés e com variância mínima (Ferreira *et al.*, 2013).

A Validação Cruzada (VC) é utilizada para verificação de erros de estimativas em krigagem (Lundgren *et al.*, 2017). Ela consiste em um método estatístico para avaliar a precisão da interpolação. Nesse procedimento, cada ponto real é excluído sequencialmente e, em seguida, um novo valor estimado é previsto com base nos dados restantes., onde a diferença entre cada valor observado e o valor previsto correspondente a ele é considerada como o erro (Arumugam *et al.*, 2022).

Deste modo, é possível criar um gráfico comparativo entre valores reais e estimados, a validação cruzada, porém, não assegura que o modelo escolhido é totalmente correto, apenas indica que não é completamente incorreto. Assim, a verificação mais confiável é feita ao comparar os valores estimados com a realidade observada em campo (Landim, 2006).

Por fim, o modelo de ajuste final é determinado, e o número de vizinhos interpoladores para a krigagem é estabelecido, levando em consideração o coeficiente de correlação mais alto (r) entre os valores observados e estimados durante a validação cruzada (Lima *et al.*, 2021).

3.8 USO DE TÉCNICAS GEOESTATÍSTICAS NA ANÁLISE DE PRECIPITAÇÃO E PARÂMETROS DA ÁGUA SUBTERRÂNEA

Com o avanço das ferramentas computacionais, como os sistemas de informações geográficas (SIG) e a geoestatística, tornou-se possível identificar, avaliar e gerenciar os componentes ambientais de maneira mais eficiente. Essas abordagens permitem análises espaciais e modelagens que contribuem para uma melhor compreensão do comportamento de parâmetros ambientais, como solo, vegetação, água, geologia e agricultura, essas técnicas são úteis para a previsão de fenômenos e diagnóstico de tendências, buscando uma maior eficiência no gerenciamento do meio ambiente (Pollo *et al.*, 2018).

Nesse sentido, os métodos de simulação geoestatística podem ser utilizados para caracterizar diversos campos que apresentam uma variação espaço-temporal, como a evapotranspiração, precipitação, temperatura (Zakeri; Mariethoz, 2021) e qualidade da água, mediante a estimativa e identificação de padrões espaciais, obtendo informações sobre a distribuição no tempo e no espaço, gerando mapas que auxiliam no diagnóstico de variações e na identificação de correlações espaciais (Rocha *et al.*, 2017). Assim, o emprego da geoestatística em análises de qualidade da

água subterrânea e na variabilidade das precipitações tem sido difundido mundialmente.

Gundogdu (2015) utilizou técnicas de interpolação geoestatísticas para mapear dados da precipitação média anual e mensal de 268 estações meteorológicas na Turquia. O autor encontrou uma boa correlação entre os valores observados e estimados. Os mapas obtidos permitiram uma visualização da distribuição espacial da precipitação e foram úteis na identificação de áreas com maior risco de erosão hídrica e deslizamentos de terra.

Mello e Oliveira (2016) mapearam a precipitação em Joinville (SC) usando dados de 42 pluviômetros. Dentre as técnicas utilizadas para gerar as superfícies interpoladas de precipitação, a krigagem foi a que obteve melhor resultado em todos os parâmetros de validação.

Em análise das características dos sistemas de águas subterrâneas na Califórnia, levando em consideração a vulnerabilidade do aquífero, locais e mecanismos de recarga, bem como, o impacto humano nesse processo, Visser *et al.* (2016) fez uso de análises geoestatísticas em uma grande quantidade de dados isotópicos e químicos, identificando correlações e padrões nessas características.

Ao investigar os fatores que promovem a salinização das águas subterrâneas e dos solos no Oásis de Dakhla (Egito) Masoud *et al.* (2018) utilizou a geoestatística para a identificar padrões espaciais e fatores que influenciavam a variabilidade química das amostras. No caso do estudo, a evaporação e a troca iônica foram identificadas como os principais processos que governam a qualidade da água subterrânea no local.

Em um estudo dos padrões espaciais e temporais da precipitação na ilha de Creta (Grécia) usando dados mensais de uma rede de estações de monitoramento no período de 1948 a 2012, Agou *et al.* (2019) obteve estimativas da precipitação em locais não amostrados por meio da krigagem. Os resultados mostraram uma diferença significativa na precipitação média anual entre as partes ocidental e oriental da ilha, com o Oeste recebendo cerca de 450 mm a mais de precipitação. Os autores consideraram a abordagem geoestatística proposta útil ao planejamento de recursos hídricos e identificação de locais para monitoramento adicional, uma vez que o modelo forneceu estimativas numéricas do nível médio anual de precipitação em todos os locais.

Um estudo conduzido por Bodrud-Doza *et al.* (2019) avaliou a contaminação das águas subterrâneas em Dhaka (Bangladesh) utilizando técnicas geoestatísticas.

Os resultados indicaram que as águas subterrâneas em Dhaka estão fracamente contaminadas por metais traços principalmente sob a influência das atividades humanas. Para mapear a distribuição desses elementos utilizou-se o método de krigagem ordinária, a análise de dados mostrou dependência espacial moderada para alguns elementos e fraca para outros.

Curzio, Rusi e Signanini (2019) investigaram os processos redox em um aquífero aluvial relacionados à contaminação por águas superficiais eutrofizadas em San Pedro Sula (Honduras). Os resultados indicaram uma forte relação entre as concentrações de Manganês (Mn) e as condições anóxicas, devido à transferência de matéria orgânica da água superficial para o aquífero. Como conclusão os autores observaram que além de identificar os diferentes processos redox que ocorrem no aquífero, a análise geoestatística permitiu inferir, com um certo grau de confiabilidade, as causas que desencadeiam esses processos em águas subterrâneas.

Na Índia, Hossain e Patra (2020) avaliaram a concentração de elementos-traço em águas subterrâneas do distrito de Birbhum. Os autores identificaram uma grave contaminação por ferro (Fe), cádmio (Cd), chumbo (Pb) e níquel (Ni) na área de estudo. Por meio de um modelo geoestatístico, as áreas afetadas foram mapeadas e as zonas propensas a riscos à saúde foram identificadas. Os resultados obtidos servem de subsídio para pesquisadores na melhoria da gestão da qualidade das águas subterrâneas e no desenvolvimento de planos de gestão adequados para a utilização dos recursos hídricos.

Em uma avaliação, da espacialidade dos atributos químicos da água subterrânea utilizada para irrigação no município de Granito (Pernambuco), Moreira *et al.* (2020) fez uso da geoestatística obtendo resultados que indicaram que a água subterrânea usada para a irrigação no município era em sua grande maioria salina (95%), e a maioria dos poços analisados apresentaram médio, alto e muito alto risco de salinização. Por meio dos mapas gerados pelos autores de variabilidade espacial, foi possível identificar as zonas com maior e menor potencial de salinização do solo pelo uso de água subterrânea para irrigação.

Terassi *et al.* (2020) analisaram a variabilidade espaço-temporal e o potencial erosivo relacionado às chuvas no município do Rio de Janeiro. Foram utilizadas técnicas de krigagem ordinária e agrupamento para a análise espacial da precipitação e erosividade. Os resultados revelaram uma estruturação espacial nas chuvas, que está diretamente associada aos aspectos fisiográficos e aos impactos decorrentes da urbanização. O período entre setembro e abril, concentra a maior parte do potencial

erosivo relacionado às chuvas, a redução das chuvas e da erosividade ocorreram nos meses da estação seca.

Wolff *et al.* (2020), utilizaram a geoestatística para espacializar a precipitação média anual e sazonal no estado de Santa Catarina. A validação cruzada mostrou que a metodologia utilizada foi consistente, e os resultados indicaram uma boa predição e, por consequência, um bom mapeamento da precipitação. Os mapas gerados confirmaram a influência de fenômenos climatológicos e características geográficas na distribuição da precipitação.

Magerski e Filho (2021) avaliaram a técnica de krigagem ordinária para preencher lacunas em séries mensais de precipitação pluviométrica nas sub-bacias hidrográficas do Alto Rio Tibagi e Baixo Rio Ivaí, no estado do Paraná. Os resultados mostraram que a técnica de krigagem ordinária com o modelo estável teve um bom desempenho no preenchimento das falhas nos dados de precipitação. A análise estatística indicou eficiência na modelagem, com valores baixos de erro, além de índices expressivos de correlação e eficiência de modelagem. A espacialização dos dados também foi considerada satisfatória, com padrões georreferenciados condizentes com os regimes pluviométricos locais.

Em análise da qualidade das águas subterrâneas de Mardan (Paquistão), Rashid *et al.* (2021) usaram a geoestatística para avaliar elementos potencialmente nocivos como o cromo (Cr), arsênio (As), níquel (Ni), cádmio (Cd), manganês (Mn), chumbo (Pb), zinco (Zn), cobalto (Co), cobre (Cu), mercúrio (Hg) e ferro (Fe). Os autores observaram contaminação significativa por esses elementos, tornando a água imprópria para consumo doméstico e fins agrícolas. A modelagem espacial identificou fontes naturais (intemperismo de rochas) e antropogênicas (indústrias e atividades humanas) como possíveis responsáveis pela contaminação.

Gonçalves *et al.* (2022) avaliaram o comportamento sazonal dos nívels de fluoreto nas águas subterrâneas da Serra do Ramalho (Bahia) utilizando a krigagem ordinária. Os autores encontraram restrições de potabilidade em relação ao nitrato e fluoreto para um total de 40% e 23% das amostras respectivamente. Os resultados foram atribuídos ao reflexo da ocupação do solo, às falhas de saneamento da região e a vulnerabilidade intrínseca do aquífero à poluição.

Charles *et al.* (2022) realizaram um estudo para estimar a precipitação média anual em bacias hidrográficas de Goiás e do Distrito Federal utilizando dentre as técnicas selecionadas a krigagem ordinária aplicada aos dados de pluviômetros. Os

resultados mostraram que a krigagem pode ser utilizada para espacializar a precipitação, bem como para reduzir as incertezas quanto à sua estimativa.

Em uma avaliação da evolução espacial e temporal da poluição por nitrato nas águas subterrâneas da Península de Salento (Itália) Balacco *et al.* (2023) utilizaram o método de krigagem para as análises que revelaram um aumento contínuo na poluição por nitrato ao longo do tempo, frequentemente ultrapassando os limites recomendados pela União Europeia. Os resultados encontrados foram atribuídos a um longo período de atraso na lixiviação de nitratos do solo para as águas subterrâneas.

Em muitas situações, ter conhecimento apenas das características físicas do ambiente não é o bastante para lidar com os processos relacionados à água subterrânea. É essencial compreender e caracterizar a dinâmica do sistema aquífero, levando em conta a componente temporal nas análises dos fenômenos que o afetam, essa abordagem permite compreender as respostas em relação a diferentes estímulos otimizando os processos de gestão relacionados a água subterrânea (MANZIONE, 2018).

Estudos que utilizam a geoestatística para preencher lacunas e complementar irregularidades em séries temporais na região do SAB contribuem para um melhor entendimento da dinâmica hídrica e distribuição espacial dos parâmetros de qualidade da água nesse sistema.

Oliveira, Carfan e Nery (2017), caracterizaram a precipitação pluvial da bacia do rio São José dos Dourados, localizado na região do SAB no Estado de São Paulo, utilizando a krigagem para gerar os mapas de padrões de pluviosidade para a região. Os autores verificaram que as chuvas no local sofrem variabilidade temporal, espacial e podem estar associadas a ocorrência de eventos El Niño.

Vicente, Lima e Marques (2018) avaliaram a variabilidade e a dependência espacial do Nitrato e do Cloreto na área de extensão do SAB e identificaram consideráveis correlações entre os elementos. Dessa forma, torna-se possível utilizar os dados de cloreto como co-variável para auxiliar na geração de estimativas espaciais da concentração de nitrato no SAB.

Manzione e Castrignanó (2019) combinaram dados coletados em uma rede de monitoramento de águas subterrânea com dados de imagem de sensoriamento remoto e observações de solo em campo, a fim de realizar previsões da profundidade do lençol freático do SAB na região da Estação Ecológica Santa Bárbara utilizando um conjunto de técnicas geoestatísticas.

Lima *et al.* (2020) investigou a qualidade da água no SAB ao longo de três anos focando nos parâmetros com valores acima do VMP: Bário, Crômio e Vanádio. A análise espacial identificou áreas impróprias, especialmente críticas em Presidente Prudente, variando com as estações seca e chuvosa.

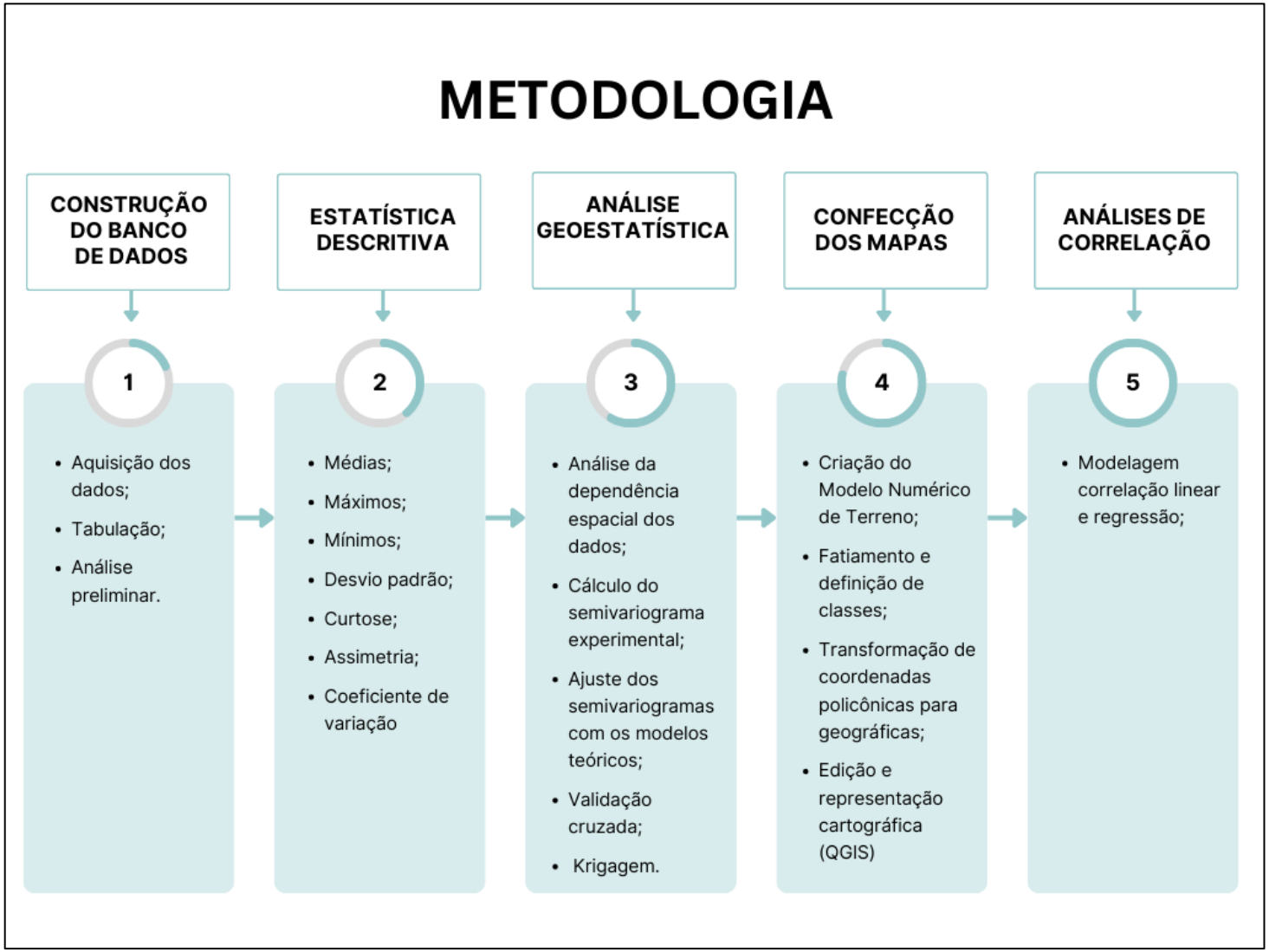
Lobo *et al.* (2023) analisaram a variabilidade espaço-temporal das concentrações de bário, cromo, nitrato e vanádio nas águas subterrâneas do SAB. Os resultados mostraram dependência espacial para os parâmetros de qualidade da água ao longo do tempo, com áreas críticas em Presidente Prudente, onde cromo e vanádio estão acima dos limites permitidos.

Muitos desses estudos consideram a variação sazonal como relevante fator de influência nas características e variáveis analisadas, dessa forma um dos objetivos do presente trabalho é avaliar uma possível correlação entre a precipitação e a qualidade da água subterrânea na região do SAB resultando em uma compreensão mais ampla dessas condições ao longo do tempo.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Para esclarecer as etapas metodológicas deste estudo de forma mais objetiva, a Figura 14 exibe um resumo dos processos que serão mencionados na metodologia oferecendo uma representação concisa e organizada das atividades realizadas durante a condução da pesquisa, fornecendo uma visão geral clara das abordagens adotadas.

Figura 14 – Etapas da metodologia adotada para o estudo.



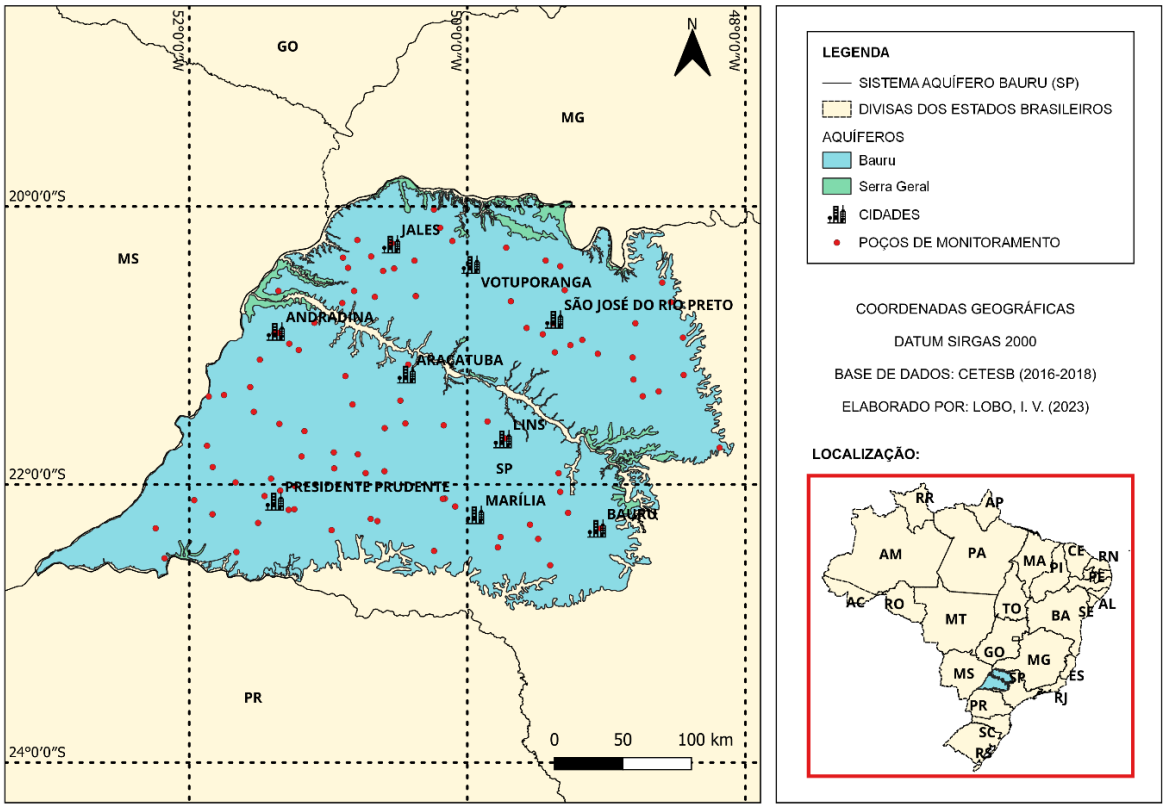
Fonte: Elaboração do próprio autor.

4.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E BANCO DE DADOS UTILIZADOS

4.1.1 Dados de qualidade da água subterrânea

O presente trabalho foi realizado a partir de dois conjuntos de dados. O primeiro conjunto consiste em análises semestrais de parâmetros da qualidade da água subterrânea e o segundo aos dados pluviométricos da região do SAB. Os dados de qualidade da água subterrânea foram coletados pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) em 97 poços instalados na porção Paulista do Sistema Aquífero Bauru (SAB) para os anos de 2016, 2017 e 2018. As análises foram realizadas entre março e abril, correspondendo ao final do período chuvoso, e entre setembro e outubro, correspondendo ao final do período seco (CETESB, 2019). Os poços monitorados compreendem uma área de aproximadamente 40% do estado de São Paulo, podendo ser delimitada pelas seguintes coordenadas geográficas 48º 19’ 35.45” W, 19º 48’ 18.71” S e 52º 17’ 22.73” W e 22º 40’ 45.74” S (Figura 15).

Figura 15 – Área de estudo com os poços monitorados pela CETESB.



Fonte: Elaboração do próprio autor.

Foi conduzida uma pré-avaliação dos dados com o propósito de eleger os parâmetros a serem utilizados neste estudo. Para essa seleção, a prioridade foi dada aos parâmetros com uma quantidade consistente de dados com pelo menos 30 registros de ocorrência por ano ou período, garantindo o mínimo de 30 pares no primeiro *lag* para a estimativa da semivariância (Wollenhaupt et al., 1997).

Os 10 seguintes parâmetros foram escolhidos para análise: Bário (Ba), Alumínio (Al), Cloreto (Cl), Condutividade Elétrica (CE), Crômio Total (Cr), Nitrato (NO_3^-), Vanádio (Va), Dureza (DU), pH e Sólidos Totais Dissolvidos (SD). A Tabela 3 reúne os métodos analíticos utilizados para a determinação dos parâmetros (CETEB, 2019).

Tabela 3 - Métodos utilizados na análise dos parâmetros de qualidade de água.

Parâmetro	***Unidade***	***Método Analítico***
Ba	µg/L	Método 3120-B[(a)]; Método 6010[(c)]; Espectrometria ótica de emissão com plasma de argônio – ICP/OES
Cr	µg/L	Método 3113[(a)]; Método 6010C [(c)]; Espectrometria de absorção atômica-forno de grafite
NO_3^-	mg/L	Método 4110C[(a)] Cromatografia Iônica
Va	µg/L	Método 3120 B[(a)]; Método 6010[(c)]; Espectrometria ótica de emissão com plasma de argônio – ICP/OES
Cl	mg/L	Método 4500-Cl; Método 4110C[(a)] ; Ítem G[(a)] Colorimetria automática com tiocianato de mercúrio; Cromatografia Iônica
CE	mS/cm	Seção 2510B[(a)]
DU	mgCaCO3/L	Método 3120-B[(a)]; Método 2340B[(a)]; Espectrometria ótica de emissão com plasma de argônio-ICP/OES
pH	UpH	Peagâmetro; Método 4500[(a)]
SD	mg/L	Método 2540 D[(a)] gravimetria; Método ABNT NBR[(b)] 10664 Gravimetria; Sólidos Dissolvidos a 103-105°C
Al	mg/L	Método 3113[(a)]; Método 6010C[(b)]; Espectrometria de absorção atômica-forno de grafite

Ba = Bário, Cr = Crômio Total, NO_3^- = Nitrato, Va = Vanádio, Cl = Cloreto, CE = Condutividade Elétrica, DU = Dureza, SD = Sólidos Totais Dissolvidos, Al = Alumínio; [(a)] 21ª ou 22ª Edições do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA AWWA WEF); [(b)]Associação Brasileira de Normas Técnicas (NBR ABNT); [(c)]United States Environmental Protection Agency (USEPA); [(d)]International Standardization Organization (ISO). Fonte: Adaptado de CETESB (2019).

Destaca-se que durante a avaliação preliminar dos dados publicados pela CETESB alguns desses parâmetros apresentaram-se, durante os períodos de análise (2016-2018), com valores acima dos máximos permitidos em alguns poços, sendo eles: Bário, Nitrato, Crômio e Vanádio (Brasil, 2011; Brasil, 2021b). O elemento Vanádio não aparece mais na nova portaria de 2021 (Brasil, 2021b), porém ainda consta como possivelmente danoso à saúde conforme a Organização Mundial da Saúde (WHO, 2000; 2011).

Devido aos resultados apresentados pela CETESB encontrarem-se divididos por semestre, a identificação dos parâmetros foi realizada por meio de números, de acordo com o ano (16 = 2016; 17 = 2017; 18 = 2018) seguidos do respectivo semestre de coleta (1 = primeiro semestre; 2 = segundo semestre).

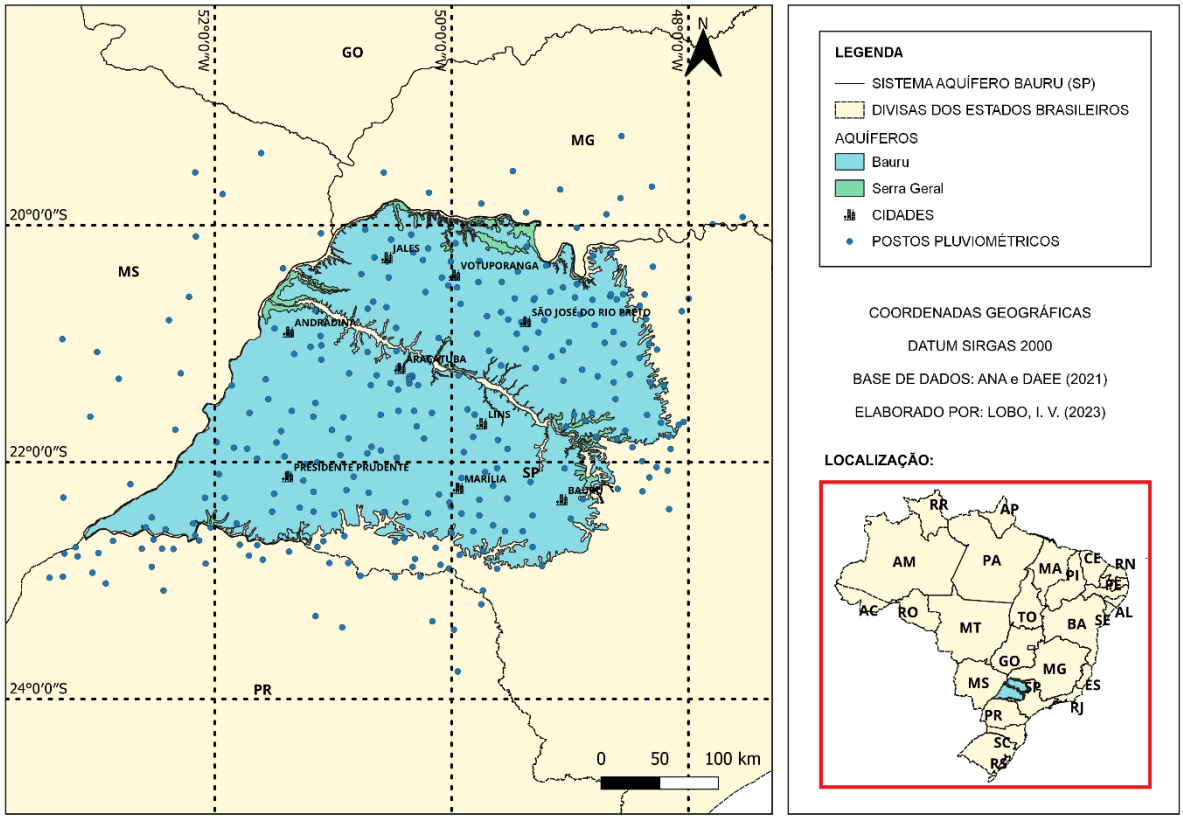
Os dados foram organizados e tabulados em planilhas para posterior análise estatística e geoestatística. Ao todo foram observadas coletas semestrais em 97 poços de qualidade de água subterrânea. Porém, nem todo poço selecionado foi amostrado no mesmo ano/período, podendo algum dos anos analisados conter um número maior ou menor de poços quando comparado a outro.

É importante frisar que a CETESB possui um número maior de poços de monitoramento, podendo este número variar em função do parâmetro e do período/ano da campanha considerada, devido à inativação de poços antigos e a inclusão de novos poços ao decorrer dos anos.

4.1.2 Dados pluviométricos

O segundo conjunto corresponde à dados históricos da distribuição de chuvas no Estado de São Paulo, Paraná, Minas Gerais e Mato Grosso do Sul, para os mesmos anos (2016, 2017 e 2018). Tais informações foram obtidas por meio de banco de dados secundários provenientes do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE, 2021) do Estado de São Paulo e Agência Nacional das Águas (ANA, 2021). No total foram selecionados 291 postos pluviométricos, com dados disponíveis para a área do SAB e seu entorno, conforme ilustrado pela Figura 16.

Figura 16 – Área de estudo com os postos pluviométricos.



Fonte: Elaboração do próprio autor.

A escolha de utilizar postos pluviométricos externos aos limites do SAB no estado de São Paulo para a análise dos dados de chuva teve como propósito minimizar os erros e efeitos de borda nos mapas resultantes da krigagem, uma vez que a geoestatística é fundamentada na análise de variáveis com condicionamento espacial. De forma geral, a inclusão desses postos externos ao SAB ajuda a obter uma análise mais precisa, evitando distorções entre os valores observados e estimados nas bordas do SAB.

A aquisição dos dados de distribuição das chuvas resultou em 291 estações pluviométricas, englobando no total 225 municípios. Da mesma forma que os dados de qualidade de água, nem todas as estações pluviométricas apresentaram dados disponíveis em todos os meses do triênio. Dessa forma, alguns dos anos estudados podem apresentar número maior ou menor de postos pluviométricos em comparação com outro. Destaca-se ainda que os postos pluviométricos que não possuíam uma quantidade consistente de dados e apresentaram lacunas temporais prejudiciais aos resultados das análises realizadas no estudo foram excluídos. Os dados foram

tabulados em planilhas divididas por ano, estação pluviométrica e distribuição mensal das chuvas para posterior análise estatística e geoestatística.

Após a coleta e a adequada tabulação dos dados pluviométricos, foram realizados diferentes testes de agrupamento. Esses testes levaram em conta o total acumulado por período/semestre (chuvoso e seco) ou analisaram individualmente o acumulado mensal, concentrando-se nos meses coincidentes com a coleta dos dados da água subterrânea. A aplicação dos testes de agrupamento foi fundamental para uma melhor observação das possíveis interações entre os índices pluviométricos e a qualidade das águas subterrâneas.

4.2 ANÁLISE ESTATÍSTICA, GEOESTATÍSTICA E DE CORRELAÇÃO

Para cada dado coletado (parâmetros de qualidade da água e distribuição mensal das chuvas) foi efetuada a análise estatística descritiva clássica, por meio da ferramenta análise de dados do Microsoft Excel, obtendo-se de forma direta os valores das médias, máximos, mínimos, desvio padrão, curtose, assimetria e calculando também o coeficiente de variação.

Posteriormente, foi analisada a dependência espacial utilizando-se do software Gamma Design Software GS+ 7.0 (Robertson, 2004). Assim, isoladamente para cada mês e parâmetro, foi realizado o cálculo do semivariograma experimental simples, tendo como base a pressuposição de estacionariedade da hipótese intrínseca (Yamamoto; Landim, 2013), conforme a Equação 1 (Lima *et al.*, 2020):

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(X_i) - Z(X_i + h)]^2 \qquad (1)$$

onde: N(h) é o número de pares experimentais de observações $Z(x_i)$ e $Z(x_i + h)$ separados por uma distância h.

Assim, os semivariogramas experimentais foram ajustados observando os seguintes modelos teóricos (Robertson, 2004): exponencial (2), esférico (3) e gaussiano (4):

$$\hat{\gamma}(\mathrm{h}) = \mathrm{C}_0 + \mathrm{C}\left\{1 - \exp\left[-3\left(\frac{\mathrm{h}}{\mathrm{a}}\right)\right]\right\};\ \mathrm{h} > 0 \qquad (2)$$

$$\hat{\gamma}(\mathrm{h}) = \mathrm{C}_0 + \mathrm{C}\left[\frac{3}{2}\left(\frac{\mathrm{h}}{a}\right) - \frac{1}{2}\left(\frac{\mathrm{h}}{a}\right)^3\right];\ 0 \leq \mathrm{h} \leq \mathrm{A}_0 \quad \text{então} \quad \hat{\gamma}(\mathrm{h}) = \mathrm{C}_0 + \mathrm{C};\ \mathrm{h} \geq a \qquad (3)$$

$$\hat{\gamma}(h) = C_0 + C\left\{1 - \exp\left[-3\left(\frac{h^2}{a}\right)\right]\right\};\ 0 < h < d \qquad (4)$$

sendo “d” a máxima distância na qual o semivariograma foi definido, “C_0” correspondendo ao efeito pepita, “C_0+C” ao patamar e “a” ao alcance do semivariograma (Landim, 2006).

Para os ajustes semivariográficos foram observados inicialmente (LIMA *et al.*, 2020):

a) A menor soma dos quadrados dos desvios (SQD);
b) O maior coeficiente de determinação espacial (R^2) e,
c) O maior avaliador da dependência espacial (ADE), por meio da divisão da contribuição pelo patamar, conforme contido em Ricardi e Lima (2021), onde:

- ADE ≤ 25% = variável espacial fracamente dependente;
- 25% < ADE ≤ 75% = variável espacial moderadamente dependente, e
- ADE > 75% = variável espacial fortemente dependente.

A definição final do modelo de ajuste, bem como do número de vizinhos interpoladores para a krigagem foi realizada tendo como parâmetro o maior coeficiente de correlação (r) entre valor observado *vs* estimado da validação cruzada (VC).

Após essa etapa, foi realizada a interpolação por krigagem ordinária, uma vez que esta técnica se trata de um estimador linear não enviesado (Yamamoto; Landim, 2013). No processo de krigagem, as estimativas foram feitas a partir da seguinte equação conforme apresentado em Lima *et al.* (2020):

$$z^*(x_0) = \sum_{i=1}^{N} \lambda_i\, z\,(X_i) \qquad (5)$$

sendo: z*, o valor a ser estimado no ponto não amostrado x_0; N, o número de valores medidos $z(x_i)$ envolvidos na estimativa e λ_i os pesos associados a cada valor medido $z(x_i)$.

Os mapas gerados no software GS+ foram exportados para o software QGIS versão 3.32 (QGIS *Development Team*, 2023) para desenvolvimento de layout e representação cartográfica final.

A análise de correlação e modelagem foi conduzida entre os próprios parâmetros da água (água *vs* água) e entre parâmetros da água e pluviométricos (água vs chuva), da seguinte maneira:

a) Parâmetros da água (água *vs* água):

Utilizando-se da planilha de cálculos no Excel, a partir dos dados brutos da qualidade da água, foi construído a matriz de correlação de Pearson. A análise de correlação foi conduzida por meio da matriz de correlação de Pearson para os três anos de estudo em dois diferentes períodos (verão e inverno) representando os dados de qualidade por meio das coletas realizadas em março e setembro de 2016, 2017 e 2018.

Com base nos resultados dessa etapa, foram identificadas as melhores correlações entre os pares das variáveis estudadas, sendo que os parâmetros que apresentaram um coeficiente de correlação (r) maior ou igual a 0,5 foram posteriormente submetidas ao processo de modelagem por regressão matemática. Por outro lado, também foi analisado a regressão múltipla entre as variáveis por meio da ferramenta *Stepwise Multiple Regression*, utilizando-se do *software Statistica*© 7.0 (STATSOFT, 2004).

b) Parâmetros da água e pluviométricos (água *vs* chuva):

Para lidar com as diferenças no arranjo amostral dos dados de chuvas e da qualidade da água, a correlação linear foi conduzida da seguinte forma: A partir dos mapas inicialmente gerados por krigagem no *software Gamma Design* GS+ 7.0, foi realizado a compatibilização da dimensão de saída da matriz de dados (áreas) das diferentes variáveis estudadas.

Após essa compatibilização, foram exportadas/extraídas as grades numéricas dos valores que deram origem aos mapas (água e chuva) e, a partir desses valores observados, foi novamente construída uma matriz de correlação de Pearson, utilizando uma planilha de cálculos no Excel. Essas verificações foram segmentadas com base nos períodos sazonais de verão (caracterizados por elevada precipitação) e inverno (caracterizados por baixa precipitação) nos anos de 2016, 2017 e 2018. Adicionalmente, foram conduzidos testes de correlação considerando os valores acumulados de precipitação nos últimos três meses (para os anos de 2016, 2017 e 2018) e seis meses (para os anos de 2017 e 2018) de cada período.

Com base nesses resultados obtidos foram identificadas as correlações de interesse entre as variáveis da água e a pluviometria. Essas correlações selecionadas foram submetidas ao processo de modelagem matemática por regressão, a fim de melhor representar e caracterizar a interação observada.

A avaliação comparativa do comportamento espacial dos mapas também foi realizada de forma visual o que permitiu discutir os resultados observados. As análises de padrões espaciais dos parâmetros de qualidade foram realizadas a partir dos valores extremos observados, verificando se possuem alguma relação com as chuvas mensais considerando o intervalo de valores para até 2 meses anteriores ao mês de coleta.

Os mapas também foram comparados visualmente, e em relação à quantidades de área por classe nos diferentes períodos. De acordo com CETESB (2019) os meses em que foram realizadas as coletas dos parâmetros de qualidade compreendem para 2016-1 (março, abril e maio), 2016-2 (outubro, novembro e dezembro), 2017-1 (março, abril e maio), 2017-2 (setembro, outubro, novembro e dezembro), 2018-1 (março, abril e maio) e 2018-2 (setembro, outubro, novembro e dezembro).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ESTATÍSTICA DESCRITIVA

Os resultados referentes à análise estatística descritiva para os parâmetros de qualidade das águas do Sistema Aquífero Bauru estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Estatística descritiva de parâmetros da Qualidade de Água Subterrânea para o Sistema Aquífero Bauru (2016-2018) (Continua).

Parâmetro[a]	Medidas da Estatística Descritiva							
	Média	Mediana	Valor		Desvio Padrão	Coeficiente		
			Min.	Max.[b]		Variação (%)	Curtose	Assimetria
Nitrato (mg L^{-1})								
NO_3^-_16-01(64)	4,04	3,69	0,40	18,00(4)	3,21	79,40	5,40	1,94
NO_3^-_16-02(82)	3,63	2,84	0,07	21,10(4)	3,48	95,85	7,01	2,08
NO_3^-_17-01(86)	3,31	2,51	0,06	21,90(3)	3,37	101,64	9,87	2,38
NO_3^-_17-02(91)	3,38	2,33	0,05	23,16(3)	3,88	114,58	10,25	2,69
NO_3^-_18-01(86)	3,57	2,59	0,06	20,64(3)	3,48	97,68	5,84	1,91
NO_3^-_18-02(90)	3,18	2,48	0,05	20,05(2)	3,20	100,49	7,74	2,13
Bário (µg L^{-1})								
Ba_16-01(91)	200,20	167,00	4,00	760,00(2)	161,15	80,49	2,33	1,48
Ba_16-02(94)	218,20	165,00	1,00	970,00(3)	186,72	85,57	3,64	1,75
Ba_17-01(96)	201,81	165,00	1,00	790,00(3)	164,99	81,75	2,66	1,53
Ba_17-02(95)	200,25	150,00	5,00	910,00(2)	166,60	83,20	3,88	1,77
Ba_18-01(96)	205,50	155,00	2,00	870,00(2)	165,97	80,76	2,96	1,56
Ba_18-02(94)	188,83	155,00	5,00	710,00(1)	149,08	78,95	2,06	1,41
Crômio (µg L^{-1})								
Cr_16-01(92)	22,54	16,39	0,42	110,00(13)	21,04	93,36	2,53	1,48
Cr_16-02(94)	21,71	15,75	0,42	80,40(10)	18,70	86,13	0,36	1,04
Cr_17-01(97)	20,06	14,30	0,59	88,50(8)	18,10	90,25	2,78	1,56
Cr_17-02(97)	23,23	16,60	0,34	81,90(15)	20,79	89,47	0,07	1,03
Cr_18-01(97)	23,19	14,80	0,48	76,90(14)	21,33	91,98	0,12	1,07
Cr_18-02(96)	22,37	15,25	0,55	79,50(14)	20,78	92,86	0,24	1,08

[a]Parâmetros analisados onde: Ba= Bário, Cr= Crômio Total, NO_3^-= Nitrato, Va= Vanádio, Cl= Cloreto, CE= Condutividade Elétrica, DU= Dureza, SD= Sólidos Totais Dissolvidos, Al= Alumínio, seguidos do respectivo ano, semestre, e número amostral entre parênteses; [b]Número de poços monitorados que apresentaram valores acima do VMP. Fonte: Elaboração do próprio autor

Tabela 4 – Estatística descritiva de parâmetros da Qualidade de Água Subterrânea para o Sistema Aquífero Bauru (2016-2018) (Continuação).

Parâmetro[a]	Medidas da Estatística Descritiva							
	Média	Mediana	Valor		Desvio Padrão	Coeficiente		
			Min.	Max.[b]		Variação (%)	Curtose	Assimetria
Vanádio (µg L^{-1})								
Va_16-01$_{(87)}$	16,27	5,81	0,22	157,00$^{(7)}$	26,64	163,74	11,24	3,12
Va_16-02$_{(91)}$	13,07	5,44	0,26	119,00$^{(4)}$	20,20	154,54	11,64	3,14
Va_17-01$_{(91)}$	14,65	6,72	0,21	122,00$^{(6)}$	22,36	152,63	9,47	2,93
Va_17-02$_{(93)}$	14,79	5,64	0,21	118,00$^{(7)}$	22,43	151,64	7,03	2,58
Va_18-01$_{(91)}$	14,26	5,51	0,20	119,00$^{(6)}$	21,86	153,29	8,21	2,74
Va_18-02$_{(90)}$	14,61	5,54	0,20	120,00$^{(6)}$	22,57	154,49	7,85	2,71
Cloreto (mg L^{-1})								
Cl_16-01$_{(46)}$	6,19	5,50	0,74	22,00	4,51	72,91	2,52	1,37
Cl_16-02$_{(75)}$	5,07	3,50	0,16	27,40	5,18	102,14	4,33	1,89
Cl_17-01$_{(87)}$	4,51	2,23	0,11	31,17	5,48	121,39	7,44	2,41
Cl_17-02$_{(91)}$	4,28	1,87	0,11	27,30	5,14	119,97	5,49	2,14
Cl_18-01$_{(79)}$	5,24	3,51	0,23	28,37	5,65	107,78	4,33	1,96
Cl_18-02$_{(90)}$	4,28	2,12	0,22	27,32	4,97	116,25	5,81	2,15
Condutividade Elétrica (µS cm^{-1})								
CE_16-01$_{(92)}$	188,44	178,00	8,30	445,00	89,75	47,63	0,28	0,28
CE_16-02$_{(94)}$	194,01	181,95	9,80	507,00	94,51	48,71	1,29	0,63
CE_17-01$_{(97)}$	189,00	180,00	12,20	464,00	91,23	48,27	0,39	0,35
CE_17-02$_{(97)}$	189,23	179,00	8,30	498,00	94,19	49,78	0,86	0,51
CE_18-01$_{(97)}$	189,00	178,00	9,00	486,00	95,24	50,39	0,42	0,48
CE_18-02$_{(96)}$	189,68	178,95	9,90	444,00	90,58	47,76	-0,01	0,15
Dureza (mg $CaCO_3$ L^{-1})								
DU_16-01$_{(92)}$	66,74	63,95	1,80	220,90	47,17	70,69	0,29	0,72
DU_16-02$_{(90)}$	74,44	66,35	1,66	274,00	51,03	68,56	1,79	1,10
DU_17-01$_{(96)}$	64,01	55,80	2,01	242,00	45,75	71,47	1,94	1,15
DU_17-02$_{(96)}$	68,82	63,00	1,79	261,00	50,80	73,82	1,78	1,08
DU_18-01$_{(96)}$	70,02	65,45	1,99	259,00	49,73	71,01	1,35	0,92
DU_18-02$_{(95)}$	67,57	64,00	1,31	231,00	48,44	71,69	0,41	0,75
pH								
pH_16-01$_{(92)}$	7,25	7,20	5,20	9,82	1,07	14,81	-0,15	0,43
pH_16-02$_{(94)}$	7,23	7,18	5,30	9,90	1,04	14,34	0,13	0,42
pH_17-01$_{(96)}$	7,21	7,12	5,20	9,91	1,10	15,19	-0,09	0,40
pH_17-02$_{(97)}$	7,23	7,20	5,20	9,89	1,08	14,93	-0,09	0,41
pH_18-01$_{(97)}$	7,13	7,10	5,20	9,80	0,96	13,50	0,37	0,47
pH_18-02$_{(96)}$	7,19	7,14	5,20	9,96	1,08	15,09	0,13	0,51

[a]Parâmetros analisados onde: Ba= Bário, Cr= Crômio Total, NO_3^-= Nitrato, Va= Vanádio, Cl= Cloreto, CE= Condutividade Elétrica, DU= Dureza, SD= Sólidos Totais Dissolvidos, Al= Alumínio, seguidos do respectivo ano, semestre, e número amostral entre parênteses; [b]Número de poços monitorados que apresentaram valores acima do VMP. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Tabela 4 – Estatística descritiva de parâmetros da Qualidade de Água Subterrânea para o Sistema Aquífero Bauru (2016-2018) (Conclusão).

Parâmetro[(a)]	Medidas da Estatística Descritiva							
	Média	Mediana	Valor		Desvio Padrão	Coeficiente		
			Min.	Max.		Variação (%)	Curtose	Assimetria
Sólidos Dissolvidos Totais (mg L^{-1})								
SD_16-01$_{(82)}$	164,29	156,00	52,00	334,00	52,97	32,24	1,03	0,82
SD_16-02$_{(82)}$	164,17	146,00	55,00	368,00	60,03	36,57	2,20	1,48
SD_17-01$_{(93)}$	163,10	163,00	26,00	394,00	59,29	36,35	2,44	0,64
SD_17-02$_{(80)}$	152,75	145,50	52,00	317,00	55,74	36,49	1,06	0,82
SD_18-01$_{(72)}$	158,32	145,00	57,00	321,00	57,04	36,03	0,90	0,97
SD_18-02$_{(77)}$	158,56	150,00	60,00	329,00	51,11	32,23	1,05	0,94
Aluminio (µg L^{-1})								
Al_16-01$_{(56)}$	6,95	4,69	2,01	20,30	5,40	77,73	0,35	1,24
Al_16-02$_{(55)}$	7,60	4,27	2,08	46,80	8,45	111,16	9,62	2,83
Al_17-01$_{(51)}$	7,31	4,06	2,02	35,54	7,41	101,39	5,58	2,24
Al_17-02$_{(67)}$	6,36	3,78	2,01	39,90	5,92	93,16	14,64	3,12
Al_18-01$_{(50)}$	6,54	3,96	2,06	26,90	5,69	86,98	2,45	1,68
Al_18-02$_{(31)}$	8,78	7,14	2,04	34,30	7,13	81,16	4,05	1,70

[(a)]Parâmetros analisados onde: Ba= Bário, Cr= Crômio Total, NO_3^-= Nitrato, Va= Vanádio, Cl= Cloreto, CE= Condutividade Elétrica, DU= Dureza, SD= Sólidos Totais Dissolvidos, Al= Alumínio, seguidos do respectivo ano, semestre, e número amostral entre parênteses; [(b)]Número de poços monitorados que apresentaram valores acima do VMP. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Os valores médios observados mostram que (Tabela 4), em geral, os parâmetros analisados se encontram dentro do limite máximo estabelecido pela legislação para padrões de potabilidade (Brasil, 2011; Brasil, 2021b). Porém, ressalta-se a existência de valores muito próximos e acima do máximo permitido em poços isolados para os parâmetros Bário, Nitrato, Crômio e Vanádio em todo o período do estudo. Os valores de VMP desses parâmetros são representados pela ordem de 700 µgL¹, 10 mgL¹, 50 µgL¹ e 50 µgL¹, respectivamente (Brasil, 2011; Brasil, 2021b).

Entre 2 e 4 poços apresentaram valores acima do máximo permitido para o Nitrato, com ocorrências recorrentes nos municípios de São José do Rio Preto, Quatá e Parapuã, ao longo de todos os anos investigados.

As fontes de Nitrato na água subterrânea podem ser divididas em dois tipos: pontuais e difusas. As fontes pontuais incluem descarte de esgoto doméstico, efluentes de criação de gado, sistemas sépticos e efluentes industriais. As fontes difusas são resultado da deposição atmosférica e fertilização agrícola (Zhao; Sun; Liu, 2022). O aumento das concentrações de Nitrato na água é preocupante devido aos

possíveis efeitos negativos na saúde humana e no meio ambiente (Ransom *et al.*, 2021). Estudos recentes, como os de Jacobsen et al. (2024) e Picetti et al. (2022), ressaltam a relação entre a contaminação por nitrato na água potável e o aumento do risco de câncer. Além disso, altas concentrações na água potável podem interferir na capacidade de transporte de oxigênio no sangue, causando doenças como metemoglobinemia ou a síndrome do bebê azul (Ransom *et al.*, 2021). O excesso de Nitrato também pode causar toxicidade em ecossistemas aquáticos, levando à eutrofização (Romanelli *et al.*, 2021).

Foram observados entre 1 e 3 poços, com valores de Bário acima do VMP indicando que esses locais não estão em conformidade com as normas regulatórias (Brasil, 2011; Brasil, 2021b; WHO, 2011). Essa ocorrência foi mais comum nos municípios de Oriente e Pompéia, em todos os anos analisados.

O Bário (Ba) é encontrado na natureza em formas combinadas, como barita, witherita e cloreto de bário. Ele ocorre naturalmente na crosta terrestre e nas águas superficiais (resultante da lixiviação de rochas), e associado a atividades humanas, como mineração, exploração de petróleo e gás, fabricação de produtos diversos como plásticos, vidros, cerâmicas, eletrônicos, têxteis, ligas metálicas, borrachas, e uso médico em radiografias (CETESB, 2017; Poddalgoda *et al.*, 2017). A realização dessas atividades resulta no aumento da presença do Bário no ambiente, o que pode levar suas concentrações a excederem os limites permitidos (Fard *et al.*, 2017). A exposição ao Bário através da ingestão de água e alimentos pode causar sérios problemas de saúde, incluindo distúrbios cardíacos, alterações na pressão sanguínea, paralisia muscular, problemas respiratórios, abortos espontâneos e restrições no crescimento fetal e neonatal (CETESB, 2017; Pi *et al.*, 2019).

O número de poços com valores acima do limite aceitável foi maior para o Crômio, variando de 8 a 15 registros. Além disso, foram encontrados casos com valores superiores a 100 μgL^{1}, tornando a água imprópria até mesmo para irrigação, de acordo com as diretrizes do CONAMA nº 396, de 2008 (Brasil, 2008).

A ocorrência do Crômio (Cr) no ambiente existe em dois principais estados de oxidação, Cr trivalente (III) e Cr hexavalente (VI), com distintos comportamentos geoquímicos e toxicológicos uma vez que o Cr (VI) é mais móvel e tóxico que o Cr (III), que por sua vez é considerado um nutriente metálico essencial (Bertolo *et al.*, 2011a). A disponibilidade de Cr no meio está associada a atividades como a mineração, beneficiamento de metais, preservação da madeira, composição de tintas e pigmentos, fabricação de refratários como vidros e cerâmicas, curtimento, indústria

têxtil (Dhal *et al.*, 2013) e processos naturais como o intemperismo de rochas máficas e ultramáficas (Yan *et al.*, 2021). Nos últimos anos, a exposição ao cromo na água potável tornou-se uma grande preocupação (Zhang, Costa, 2021) devido à sua associação com várias patologias incluindo problemas cutâneos, nasais, bronco-pulmonares, renais, gastrointestinais e carcinogênicos (Pavesi; Moreira, 2020; Freitas *et al.*, 2021).

Entre 4 e 7 poços apresentaram valores acima do limite permitido para o Vanádio. Todos os períodos analisados revelaram valores acima de 100 μgL^{1}, tornando a água inadequada tanto para irrigação quanto para o consumo animal conforme CONAMA 396/2008.

O vanádio é um metal onipresente que existe em vários estados de oxidação e possui múltiplas aplicações, está presente em baixos níveis em suplementos, fármacos, alimentos e na água potável (Harrington *et al.*, 2021). As liberações de Vanádio para o meio ambiente podem ocorrer de forma natural por meio de emissões vulcânicas, erosão, intemperismo e lixiviação, e de forma antrópica relacionado às mais diversas atividades econômicas (Chiarelli *et al.*, 2021; Scibior *et al.*, 2021). No setor industrial, o Vanádio possui importante papel na metalurgia, para o processo da fabricação do aço e de ligas não ferrosas, na indústria química, bem como na produção de baterias (Lee *et al.*, 2021).

É importante destacar que esses resultados foram obtidos apenas a partir da rede de monitoramento da CETESB, e existem outros poços privados utilizados para diferentes propósitos, como irrigação, abastecimento doméstico e industrial. Isso gera preocupações adicionais, visto que os valores encontrados podem exceder as recomendações estabelecidas pela legislação em diversos locais não contemplados pelo monitoramento oficial.

Estudos realizados na área do SAB por outros autores corroboram com tais resultados, relacionando a ocorrência dessas altas concentrações tanto a fatores antrópicos quanto a fatores naturais, causando prejuízos para a população.

Montanheiro e Kiang (2016), Vicente, Lima e Marques (2018), Stradioto, Teramoto e Chang (2019), e Marques *et al.* (2019) encontraram valores acima do máximo permitido para o Nitrato nas águas subterrâneas pertencentes ao Aquífero Bauru. Siste e Souza (2013), Mataveli *et al.* (2018), Lima *et al.* (2020) e Oliveira *et al.* (2021) relataram a presença de Crômio, Bário e Vanádio acima do VMP no SAB.

O Coeficiente de Variação (CV) é uma medida utilizada para avaliar a precisão e a variabilidade de um conjunto de dados. Ele expressa a dispersão dos valores em

relação à média, tornando-se uma ferramenta importante na análise da precisão de experimentos e na avaliação da consistência dos dados (Santos; Dias, 2021).

Segundo Pimentel-Gomes e Garcia (2002), o CV pode ser classificado em quatro categorias: baixo (inferior a 10%) representando pouca dispersão em torno da média indicando maior homogeneidade, médio (entre 10% e 20%), alto (entre 20% e 30%), e muito alto (superior a 30%) sugerindo uma possível falta de homogeneidade nos dados.

Os valores de coeficiente de variação (CV) na Tabela 4, encontram-se entre 13,5% e 163,74%. De acordo com classificação proposta por Pimentel-Gomes e Garcia (2002) todos os parâmetros, com exceção do pH, apresentaram uma variabilidade muito alta tanto no período chuvoso (primeiro semestre) quanto no período seco (segundo semestre). O coeficiente de variação (CV) atingiu seu valor máximo no primeiro semestre de 2016 para o parâmetro Vanádio. Isso pode ser explicado pela grande diferença entre as concentrações mínimas e máximas encontradas para esse parâmetro (0,22 e 157 μg L^{-1}, respectivamente).

A elevada variabilidade dos dados está possivelmente relacionada à extensa área de estudo, onde as características geológicas e os fatores antrópicos podem ter um impacto direto nos altos valores do coeficiente de variação. Essa amplitude territorial pode resultar em diferenças significativas nas concentrações dos parâmetros analisados, levando a uma maior variabilidade nos dados. Esse efeito pode ser ainda mais acentuado ao considerarmos que o SAB possui características de aquífero livre, com recarga ocorrendo em toda a sua extensão através da infiltração da precipitação (Iritani; Ezaki, 2012).

Nesse mesmo raciocínio, a variabilidade média atribuída ao parâmetro pH está possivelmente associada a limitada faixa de valores que as medidas desse parâmetro podem assumir, uma vez que, sua escala numérica varia de 0 a 14.

A curtose tem o propósito de indicar o grau de achatamento de uma distribuição em comparação com uma curva normal de referência, existem três classificações possíveis para a curtose de uma distribuição: mesocúrtica, platicúrtica e leptocúrtica (Pinto *et al.*, 2012).

Quando a curtose é igual a zero, a distribuição é denominada mesocúrtica, o que sugere um achatamento semelhante ao da distribuição normal. Se a curtose é maior do que zero, ela é chamada leptocúrtica, indicando uma distribuição mais estreita ou concentrada em torno da média do que a normal, com caudas mais pesadas, o que significa que valores extremos podem ocorrer com maior frequência.

Por outro lado, uma curtose negativa, chamada platicúrtica, indica uma distribuição mais achatada do que a normal. Portanto, desvios mais ou menos acentuados em relação à curva normal indicam a presença de não normalidade nos dados analisados (Pino, 2014).

De maneira geral, as medidas de curtose encontradas para os parâmetros indicam a ocorrência de valores extremos, o que pode ser observado quando analisamos conjuntamente a média com os valores mínimos e máximos. Os parâmetros pH e CE foram os únicos que apresentaram em algum período valores negativos para a curtose.

Outro fator identificado por meio da análise estatística foi a presença de assimetria positiva nos dados, independentemente do parâmetro e período analisado. Essa assimetria positiva indica que os dados não seguem uma distribuição normal.

No entanto, vale destacar que a falta de normalidade não inviabiliza o uso de técnicas de geoestatística, uma vez que a normalidade dos dados não é uma restrição para sua aplicação (Cressie, 1991). A recomendação de transformação dos dados para atender à distribuição normal é apenas uma sugestão (Lundgren *et al.*, 2017).

Diferentemente da estatística clássica, que requer normalidade e independência espacial nos dados, a geoestatística exige apenas a correlação espacial entre eles (Grego; Oliveira; Vieira, 2014). Portanto, no contexto da geoestatística, o uso dos dados originais em análises tem sido comumente empregado e não prejudica os resultados observados (Oliveira; Antônio, 2017; Lundgren *et al.*, 2017; Vicente; Lima; Marques, 2018; Lima *et al.*, 2018; Moreira *et al.*, 2020).

Dessa forma, diante das considerações feitas, e levando em conta a não obrigatoriedade de transformar os dados, a análise geoestatística foi inicialmente conduzida com os dados originais.

Os resultados referentes à análise estatística descritiva para os parâmetros de qualidade das águas do Sistema Aquífero Bauru estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 - Estatística descritiva de dados pluviométricos na região do Sistema Aquífero Bauru (2016-2018).

Mês[(a)]	Medidas da Estatística Descritiva							
	Média	Mediana	Valor		Desvio Padrão	Coeficiente		
			Min.	Max.		Variação (%)	Curtose	Assimetria
2016								
Jan(259)	307,50	284,90	24,70	741,10	119,87	38,98	0,51	0,79
Fev(267)	220,75	214,00	32,40	425,20	76,22	34,53	-0,54	0,29
Mar(278)	123,00	105,40	14,60	398,80	65,35	53,13	1,60	1,24
Abr(278)	51,74	53,05	0	143,70	34,31	66,31	-0,90	0,26
Mai(265)	119,11	117,90	1,90	323,50	44,13	37,05	2,38	0,51
Jun(265)	88,42	87,30	12,00	192,40	31,49	35,61	0,34	0,25
Jul(252)	10,77	7,65	0	113,00	15,05	139,78	20,47	3,96
Ago(274)	69,25	64,75	3,80	141,20	29,44	42,50	-0,64	0,35
Set(273)	34,30	34,40	0	98,50	19,54	56,97	-0,38	0,30
Out(269)	105,78	100,00	1,10	254,20	39,49	37,34	0,85	0,73
Nov(262)	95,11	85,75	0	326,70	57,88	60,86	2,35	1,28
Dez(221)	197,87	198,70	41,10	422,50	58,83	29,73	0,67	0,32
2017								
Jan(262)	279,78	274,25	56,70	654,90	104,64	37,40	0,55	0,61
Fev(266)	113,63	109,30	21,90	246,80	43,75	38,50	-0,40	0,41
Mar(267)	122,85	116,80	12,60	305,50	54,41	44,29	0,06	0,50
Abr(269)	117,59	115,40	18,30	252,00	45,91	39,04	-0,29	0,35
Mai(258)	157,61	143,40	0	337,60	64,47	40,91	-0,70	0,26
Jun(273)	42,73	21,70	0	442,90	54,26	127,00	13,68	2,73
Jul(282)	0,12	0	0	18,20	1,15	983,76	223,23	14,47
Ago(269)	60,24	58,80	0	255,80	42,61	70,73	0,72	0,72
Set(282)	10,31	8,70	0	43,00	8,97	87,01	1,81	1,28
Out(252)	166,02	156,60	17,00	784,30	78,69	47,40	13,79	2,07
Nov(255)	223,30	223,50	22,00	510,00	66,39	29,73	0,89	0,12
Dez(244)	216,81	206,35	17,30	486,40	76,82	35,43	0,64	0,68
2018								
Jan(248)	277,65	274,00	24,50	566,50	75,99	27,37	0,81	0,39
Fev(257)	136,19	127,00	10,30	391,00	53,35	39,17	1,68	0,88
Mar(254)	114,51	103,95	0	596,50	63,03	55,04	12,51	2,10
Abr(260)	26,75	20,25	0	139,20	22,34	83,50	3,48	1,56
Mai(264)	22,45	18,80	0	106,00	17,12	76,25	3,33	1,44
Jun(272)	9,36	3,80	0	95,70	14,06	150,20	8,98	2,56
Jul(271)	1,37	0	0	14,70	2,35	171,65	7,06	2,45
Ago(252)	71,15	49,50	0	447,00	57,03	80,16	6,73	1,82
Set(253)	91,32	83,70	30,30	422,30	40,37	44,21	17,59	2,72
Out(249)	205,19	197,90	42,70	655,30	72,78	35,47	5,33	1,24
Nov(243)	174,24	158,60	12,80	433,00	81,60	46,83	0,33	0,88
Dez(244)	115,13	104,05	2,60	435,30	56,37	48,96	4,14	1,31

[(a)]Meses analisados onde: Jan = janeiro, Fev = fevereiro, Mar = março, Abr = abril, Mai = maio, Jun = junho, Jul = julho, Ago = agosto, Set = setembro, Out = outubro, Nov = novembro, Dez = dezembro, e número amostral entre parênteses. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Para todos os anos analisados os valores de CV da chuva mensal foram classificados como alto, para os meses de janeiro de 2018, dezembro de 2016 e novembro de 2017, e muito alto para os demais meses segundo classificação proposta por Pimentel-Gomes e Garcia (2002). Para o ano de 2016 os valores variaram de 29,73 a 139,78%, para o ano de 2017 o intervalo encontrado para os CV foi de 29,73 a 127,00%, considerando o mês de julho como um mês anômalo. Para o ano de 2018 o CV variou de 27,37 a 171,65%. Em termos gerais, notou-se uma maior variabilidade na precipitação durante a estação seca em comparação com a estação chuvosa.

Durante o período de análise, os valores médios de precipitação variaram de 0,12mm (em julho de 2017) a 307,5mm (em janeiro de 2016). Os meses com as médias mais altas de chuva mensal foram identificados de outubro a março. Em particular, o ano de 2017 apresentou um padrão ligeiramente diferente, com abril também incluído no intervalo dos meses com as maiores médias mensais de precipitação. Destaca-se que os maiores valores médios foram observados no mês de janeiro nos três anos de análise. Por outro lado, os meses de julho de 2017 (0,12 mm) e julho de 2018 (1,37 mm) registraram os menores valores.

Da mesma maneira que os dados dos parâmetros de qualidade da água, foi observado assimetria positiva para todos os meses de análise das chuvas mensais indicam que os dados não seguem uma distribuição normal. Logo, com base nas considerações feitas anteriormente e tendo em mente a não obrigatoriedade de transformação, a análise geoestatística foi realizada com os dados originais realizando a transformação dos dados apenas nos meses necessários.

5.2 ANÁLISE GEOESTATÍSTICA

Os resultados da análise geoestatística foram resumidos na Tabela 6, sendo observado de modo geral, apreciáveis semivariogramas, atendendo à hipótese intrínseca, dada por meio de sua estabilização.

Tabela 6 - Modelos e parâmetros de ajuste dos semivariogramas experimentais para alguns parâmetros da Qualidade de Água Subterrânea para o SAB nos anos de 2016 a 2018 (Continua).

Parâmetro/ Período [a]	Medidas de Ajuste dos Semivariogramas									
	Modelo[b]	C_0	C_0+C	A(km)	R^2	SQR[c]	ADE[d] (%)	Validação Cruzada		
								a	B	r
NO_3^-_16-01	Esf	3,460	$1,107x10^1$	165,10	0,804	$1,45x10^1$	68,7	0,19	0,949	0,546
NO_3^-_16-02	Esf	6,330	$1,344x10^1$	107,80	0,774	$1,13x10^1$	52,9	0,44	0,877	0,379
NO_3^-_17-01	Esf	2,380	$1,250x10^1$	80,50	0,779	$1,63x10^1$	81,0	0,84	0,766	0,406
NO_3^-_17-02	Esf	1,480	$1,657x10^1$	34,60	0,435	$4,30x10^1$	91,1	1,55	0,539	0,192
NO_3^-_18-01	Esf	1,020	$1,254x10^1$	49,50	0,566	$2,71x10^1$	91,9	2,05	0,423	0,207
NO_3^-_18-02	Esf	4,110	$1,098x10^1$	67,70	0,683	9,93	62,6	1,39	0,555	0,221
Ba_16-01	Esf	$1,190x10^3$	$2,589x10^4$	65,80	0,903	$3,01x10^7$	95,4	21,88	0,847	0,586
Ba_16-02	Esf	$1,000x10^2$	$3,428x10^4$	69,10	0,927	$5,58x10^7$	99,7	32,13	0,808	0,617
Ba_17-01	Esf	$1,000x10^1$	$2,637x10^4$	74,70	0,937	$2,88x10^7$	100,0	18,72	0,894	0,666
Ba_17-02	Esf	$7,700x10^2$	$2,631x10^4$	74,00	0,901	$3,53x10^7$	97,1	29,42	0,809	0,610
Ba_18-01	Esf	$1,450x10^3$	$2,892x10^4$	64,80	0,950	$2,02x10^7$	95,0	18,48	0,884	0,614
Ba_18-02	Esf	$1,400x10^3$	$2,385x10^4$	75,10	0,942	$1,85x10^7$	94,1	27,14	0,821	0,617
Cr_16-01[e]	Esf	0,010	4,402	90,90	0,927	1,08	99,8	2,40	0,950	0,715
Cr_16-02[e]	Gau	0,880	4,171	92,66	0,940	0,66	78,9	1,02	1,001	0,785
Cr_17-01	Esf	1,000	$3,694x10^2$	65,80	0,931	$5,94x10^3$	99,7	2,23	0,852	0,662
Cr_17-02[e]	Esf	0,230	4,786	94,00	0,964	0,39	95,2	3,00	0,922	0,713
Cr_18-01[e]	Esf	0,330	4,642	99,50	0,931	0,94	92,9	1,62	0,987	0,786
Cr_18-02[e]	Esf	0,290	4,704	99,60	0,959	0,64	93,8	1,50	0,993	0,748
Va_16-01[e]	Esf	0,340	7,717	63,60	0,972	0,62	95,6	2,80	1,030	0,582
Va_16-02[e]	Gau	0,500	6,091	60,80	0,958	0,77	91,8	1,60	0,972	0,782
Va_17-01[e]	Gau	0,300	6,869	59,80	0,989	0,27	95,6	2,40	0,909	0,734
Va_17-02[e]	Esf	0,010	7,096	75,80	0,933	1,80	99,9	2,70	0,975	0,664
Va_18-01[e]	Esf	0,010	6,236	68,30	0,940	1,75	99,8	2,50	0,979	0,679
Va_18-02[e]	Gau	1,480	6,942	60,30	0,988	0,20	78,7	2,40	1,011	0,662

[a] todos os parâmetros/períodos avaliados apresentaram no mínimo 30 pares no primeiro lag; [b] modelos ajustados, onde: **Esf** = esférico, **Gau** = gaussiano, **Exp** = exponencial; [c] **SQR** = soma dos quadrados dos resíduos; [d] **ADE** = avaliador da dependência espacial, [e] parâmetros que sofreram transformação dos dados originais (raiz quadrada); [f] parâmetros que sofreram transformação dos dados originais (logarítmica). Fonte: Elaboração do próprio autor.

Tabela 6 - Modelos e parâmetros de ajuste dos semivariogramas experimentais para alguns parâmetros da Qualidade de Água Subterrânea para o SAB nos anos de 2016 a 2018 (Continuação).

Parâmetro/ Período [a]	Medidas de Ajuste dos Semivariogramas									
	Modelo[b]	C_0	C_0+C	A(km)	R^2	SQR[c]	ADE[d] (%)	Validação Cruzada		
								a	B	r
Cl_16-01	Gau	3,680	$1,357x10^{1}$	253,05	0,838	$2,66x10^{1}$	72,9	0,34	0,932	0,660
Cl_16-02	Exp	0,029	0,885	56,40	0,952	$6,36x10^{-3}$	96,7	0,51	0,998	0,437
Cl_17-01	Gau	0,050	1,006	32,39	0,998	$5,90x10^{-4}$	95,0	0,72	0,940	0,457
Cl_17-02	Esf	0,069	1,012	35,50	0,998	$3,57x10^{-4}$	93,2	0,02	1,167	0,472
Cl_18-01	Esf	0,001	1,119	58,60	0,978	0,01	99,9	0,21	1,048	0,630
Cl_18-02	Esf	0,710	$1,307x10^{1}$	50,50	0,917	4,69	94,6	0,85	0,731	0,423
CE_16-01	Gau	$6,600x10^{2}$	$7,902x10^{3}$	59,75	0,862	$5,70x10^{6}$	91,6	31,09	0,813	0,619
CE_16-02	Esf	$1,000x10^{1}$	$9,390x10^{3}$	68,50	0,766	$1,29x10^{7}$	99,9	35,04	0,792	0,561
CE_17-01	Gau	$9,000x10^{2}$	$8,354x10^{3}$	59,93	0,908	$3,84x10^{6}$	89,2	27,37	0,838	0,603
CE_17-02	Esf	$1,000x10^{1}$	$8,930x10^{3}$	71,50	0,874	$6,27x10^{6}$	99,9	33,51	0,799	0,597
CE_18-01	Gau	$6,700x10^{2}$	$9,500x10^{3}$	51,96	0,849	$8,17x10^{6}$	92,9	35,44	0,792	0,579
CE_18-02	Esf	$2,000x10^{2}$	$7,511x10^{3}$	69,60	0,798	$6,94x10^{6}$	97,3	44,26	0,736	0,523
DU_16-01	Esf	$7,200x10^{1}$	$2,484x10^{3}$	63,50	0,947	$1,57x10^{5}$	97,1	9,36	0,821	0,574
DU_16-02	Esf	$4,060x10^{2}$	$3,172x10^{3}$	76,50	0,908	$4,31x10^{5}$	87,2	13,53	0,787	0,529
DU_17-01	Esf	$3,100x10^{1}$	$2,394x10^{3}$	76,80	0,968	$1,01x10^{5}$	98,7	8,80	0,813	0,636
DU_17-02	Esf	$3,400x10^{1}$	$2,831x10^{3}$	73,70	0,971	$1,25x10^{5}$	98,8	11,35	0,783	0,606
DU_18-01	Esf	$1,660x10^{2}$	$2,624x10^{3}$	69,80	0,920	$2,74x10^{5}$	93,7	7,88	0,854	0,611
DU_18-02	Esf	$1,700x10^{2}$	$2,410x10^{3}$	70,20	0,989	$2,87x10^{4}$	92,9	11,99	0,774	0,559
pH_16-01	Esf	0,016	1,153	63,90	0,872	0,10	98,6	1,09	0,842	0,621
pH _16-02	Esf	0,001	1,107	67,10	0,924	0,05	99,9	0,83	0,879	0,676
pH _17-01	Gau	0,110	1,166	46,94	0,882	0,09	90,6	1,38	0,801	0,592
pH _17-02	Gau	0,308	1,225	51,27	0,903	0,06	74,9	1,13	0,840	0,522
pH _18-01	Exp	0,001	1,047	74,70	0,902	0,04	99,9	0,34	0,946	0,575
pH _18-02	Exp	0,001	1,308	79,20	0,932	0,05	99,9	0,70	0,899	0,528

[a]todos os parâmetros/períodos avaliados apresentaram no mínimo 30 pares no primeiro lag; [b] modelos ajustados, onde: **Esf** = esférico, **Gau** = gaussiano, **Exp** = exponencial; [c] **SQR** = soma dos quadrados dos resíduos; [d] **ADE** = avaliador da dependência espacial, [e] parâmetros que sofreram transformação dos dados originais (raiz quadrada); [f] parâmetros que sofreram transformação dos dados originais (logarítmica). Fonte: Elaboração do próprio autor.

Tabela 6 - Modelos e parâmetros de ajuste dos semivariogramas experimentais para alguns parâmetros da Qualidade de Água Subterrânea para o SAB nos anos de 2016 a 2018 (Conclusão).

Parâmetro/ Período [a]	Medidas de Ajuste dos Semivariogramas									
	Modelo[b]	C_0	C_0+C	A(km)	R^2	SQR[c]	ADE[d] (%)	Validação Cruzada		
								a	B	r
SD_16-01	Esf	$7{,}980 \times 10^2$	$2{,}691 \times 10^3$	70,20	0,687	$8{,}62 \times 10^5$	70,3	1,24	0,971	0,535
SD_16-02	Esf	$2{,}600 \times 10^2$	$3{,}671 \times 10^3$	65,10	0,832	$1{,}15 \times 10^6$	92,9	33,35	0,794	0,545
SD_17-01	Esf	$5{,}000 \times 10^1$	$3{,}668 \times 10^3$	83,20	0,935	$5{,}79 \times 10^5$	98,6	26,72	0,837	0,623
SD_17-02	Esf	$8{,}620 \times 10^2$	$2{,}907 \times 10^3$	65,20	0,798	$5{,}40 \times 10^5$	70,3	20,06	0,858	0,505
SD_18-01	Esf	$6{,}550 \times 10^2$	$2{,}383 \times 10^3$	61,90	0,850	$2{,}05 \times 10^5$	72,5	9,52	0,926	0,631
SD_18-02	Esf	$8{,}380 \times 10^2$	$2{,}595 \times 10^3$	87,30	0,910	$1{,}49 \times 10^5$	67,7	56,60	0,635	0,366
Al_16-01	Esf	1,060	$3{,}268 \times 10^1$	55,40	0,633	$1{,}59 \times 10^2$	96,8	0,24	0,953	0,591
Al_16-02	Esf	0,100	$4{,}552 \times 10^1$	114,10	0,898	$1{,}62 \times 10^2$	99,8	0,59	0,921	0,699
Al_17-01	Esf	0,001	0,796	41,60	0,448	0,10	99,9	0,64	1,008	0,505
Al_17-02	Gau	3,240	$1{,}712 \times 10^1$	38,45	0,831	$1{,}19 \times 10^1$	81,1	0,76	0,865	0,442
Al_18-01	Esf	$1{,}081 \times 10^1$	$2{,}428 \times 10^1$	106,40	0,598	$6{,}21 \times 10^1$	55,5	1,73	0,713	0,343
Al_18-02[f]	Esf	0,112	0,534	40,10	0,062	0,09	79,0	-2,64	1,611	0,575

[a]todos os parâmetros/períodos avaliados apresentaram no mínimo 30 pares no primeiro lag; [b] modelos ajustados, onde: **Esf** = esférico, **Gau** = gaussiano, **Exp** = exponencial; [c] **SQR** = soma dos quadrados dos resíduos; [d] **ADE** = avaliador da dependência espacial, [e] parâmetros que sofreram transformação dos dados originais (raiz quadrada); [f] parâmetros que sofreram transformação dos dados originais (logarítmica). Fonte: Elaboração do próprio autor.

Os dados analisados obtiveram ajustes semivariográficos satisfatórios em relação a todas as variáveis, levando em consideração a hipótese intrínseca por meio da estabilização dos semivariogramas (APÊNDICE A), tanto no primeiro quanto no segundo semestre de cada ano. Diante disso foi confirmada a dependência espacial dos parâmetros. Foi necessário efetuar transformações somente em alguns parâmetros que não apresentaram uma boa dependência espacial. Para melhorar os ajustes, optou-se pelo uso das transformações logarítmicas e/ou de raiz quadrada, sendo observado o melhor desempenho semivariográfico conforme já abordado na metodologia descrita.

Os valores exibidos para o ADE validam essa informação, uma vez que 83% dos parâmetros foram classificados, conforme apresentado em Ricardi e Lima (2021), como variável altamente dependente, e o restante (17%) como variável moderadamente dependente.

O modelo de melhor ajuste para cada variável foi identificado, levando em consideração os resultados obtidos para o efeito pepita (C_0), alcance (A), coeficiente de determinação espacial (R^2) e coeficiente de correlação (r).

A maioria dos ajustes semivariográficos resultou no modelo Esférico, representando 70% do total, seguidos pelos ajustes Gaussiano e Exponencial representando respectivamente 22% e 8% dos ajustes.

Os ajustes do tipo Esférico se situam entre os modelos Exponencial e Gaussiano, apresentando um comportamento mais próximo ao linear, com alcance intermediário. Por outro lado, os ajustes do tipo Gaussiano representam processos mais contínuos, com um crescimento mais lento no início e um ponto de inflexão antes do alcance. Isso indica uma baixa variabilidade em curtas distâncias, o que pode resultar na formação de ilhas nos mapas gerados por krigagem, devido ao seu curto alcance (Landim, 2006; Grego; Oliveira; Vieira, 2014).

Os valores apresentados para o alcance representam o comportamento da distribuição dos parâmetros espacialmente. Geralmente alcances menores estão associados a comportamentos espaciais menores, com formações de ilhas. Em contrapartida, um alcance maior corresponde a faixas maiores e mais homogêneas de distribuição dos parâmetros. Os valores de alcance variaram entre 32,39 km (Cloreto 2017-1) e 253,05 (Cloreto 2016-1). O crômio apresentou valores mais uniformes de alcance para todos os anos, variando entre 90,9 km (2016-1) e 99,6 km (2018-2), em comparação por ano e período os maiores valores de alcance aparecem

no segundo período de cada ano. A condutividade elétrica apresentou comportamento semelhante ao Crômio, os menores valores de alcance aparecem nos primeiros períodos em todos os anos quando comparados ao segundo período. Os demais parâmetros não possuíram um padrão definido na variação do alcance entre o período seco e o período chuvoso nos três anos estudados, cada ano apresentou um tipo de comportamento.

Em relação ao Nitrato os valores de coeficiente de determinação espacial (R^2) ficaram entre 0,435 e 0,804, o alcance entre 34,6 e 165,1 km, e os resultados da validação cruzada dos valores observados pelos valores estimados apresentaram um coeficiente de correlação (r) entre 0,192 e 0,546, os melhores ajustes encontrados para esse parâmetro corresponderam ao modelo esférico.

Masoud (2014) conduziu uma avaliação das concentrações de nitrato em água subterrânea nos aquíferos rasos a oeste do Delta do Nilo, no Egito e encontraram para os ajustes dos variogramas experimentais predominantemente o modelo esférico. Solgi e Jalili (2021) examinaram concentrações de nitrato na água subterrânea em áreas agrícolas no Irã, e observaram uma moderada dependência espacial para o parâmetro. Ambos os resultados são consistentes com o do presente estudo.

O parâmetro Bário também apresentou os melhores ajustes representados pelo modelo esférico, os valores para o coeficiente de determinação espacial (R^2) variaram entre 0,950 e 0,901, o alcance de 64,8 a 75,1 km e o coeficiente de correlação (r) de 0,586 a 0,666.

Para o Crômio, os resultados obtidos foram R^2 entre 0,927 e 0,964, alcance entre 65,8 e 99,6 km, e o (r) variou de 0,662 a 0,786. O modelo de melhor ajuste para os anos foi o Esférico, exceto para o período de 2016-2, que apresentou como melhor ajuste o modelo Gaussiano.

Uddin *et al.* (2019) investigaram a contaminação das águas subterrâneas por metais traço em Bangladesh utilizando modelagens geoestatísticas, os valores de Cr avaliados não passaram por técnicas de transformação e apresentaram bons resultados nas análises semivariográficas.

O Vanádio apresentou modelos de ajuste do tipo Gaussiano e Esférico, os valores de R^2 ficaram entre 0,933 e 0,989, o alcance compreendeu uma escala de 59,8 a 75,8 km, e por fim o (r) correspondente a validação cruzada ficou entre os valores de 0,582 e 0,782.

Os valores de R^2 obtidos para o Cloreto variaram entre 0,838 e 0,998, o alcance compreendeu um intervalo de 32,39 a 253,05 km, correspondendo a maior amplitude de valores entre os parâmetros. O coeficiente de correlação da validação cruzada compreendeu valores de 0,423 a 0,660. Os três modelos de ajuste foram observados para o parâmetro (exponencial, gaussiano e esférico).

A Condutividade Elétrica obteve ajustes do tipo Gaussiano e Esférico, destaca-se que o parâmetro apresentou os mesmos tipos de ajuste para o período de chuvas e estiagem (Gaussiano e Esférico respectivamente). Os valores para R^2 variaram entre 0,766 e 0,908, o alcance de 51,96 a 71,50 km e o coeficiente de correlação (r) de 0,523 a 0,619.

A Dureza teve o modelo Esférico como o ajuste encontrado para todos os anos/períodos. O alcance variou de 63,50 a 76,80 km, os valores de R^2 ficaram entre 0,908 e 0,989, para o (r) da validação cruzada o intervalo de valores foi de 0,529 a 0,636.

O pH apresentou um diferente tipo de modelo de ajuste para cada ano analisado. Em 2016 o modelo de melhor ajuste para 2016 foi o Esférico, em 2017 o Gaussiano e em 2018 o Exponencial. O R^2 variou de 0,872 a 0,932, o alcance de 46,94 a 79,20 e o (r) da validação cruzada de 0,522 a 0,676.

Os Sólidos Totais Dissolvidos apresentaram o modelo Esférico como o melhor ajuste semivariográfico, os valores de alcance ficaram entre 61,90 e 87,30, o R^2 variou de 0,687 a 0,935 e o (r) de 0,366 a 0,631.

Por fim, o Alumínio apresentou para como modelo Esférico como principal modelo de ajuste, exceto para o ano de 2017-2 que teve como melhor modelo o Gaussiano. O alcance para esse parâmetro compreendeu os valores de 38,45 a 114,10 km, os valores de R^2 ficaram entre 0,062 e 0,898, para o (r) da validação cruzada o intervalo de valores foi de 0,343 a 0,699. O menor valor apresentado para o R^2 refere-se ao segundo período de 2018, e pode ser atribuído ao fato desse ano/período apresentar o menor número amostral entre os parâmetros analisados.

Outros estudos realizados na área do SAB analisaram a variação espacial e temporal de diferentes parâmetros indicadores da qualidade da água subterrânea.

Marques e Lima (2017) concentraram-se no pH das águas, identificando alta consistência e homogeneidade, o que sugere que os valores estimados estão próximos à realidade local.

Vicente, Lima e Marques (2018) avaliaram a variabilidade espacial e temporal do Cloreto e Nitrato no SAB, observando apreciáveis ajustes semivariográficos que resultaram em mapas bem definidos para as concentrações estimadas.

Marques (2018) expandiu a análise para diversos parâmetros, incluindo Condutividade Elétrica, Dureza e Sólidos Totais Dissolvidos, foi encontrada dependência espacial para todos eles, com bons ajustes variográficos, o que resultou em mapas de krigagem bem delineados.

Por fim, Lima *et al.* (2020) avaliaram os parâmetros Bário, Crômio e Vanádio encontrados em valores acima do máximo recomendado para os padrões de potabilidade, os resultados obtidos indicaram mapas de krigagem de qualidade apreciável com estimativas confiáveis, extremamente úteis para a gestão das águas.

Em relação aos resultados da validação cruzada, para um ajuste ideal, espera-se que os valores do coeficiente de correlação (r) sejam os mais próximos de um (Pelissari *et al.*, 2012; Ferreira; Santos; Rodriguez, 2013).

O intervalo de valores encontrados para esses coeficientes no presente estudo variou entre 0,192, para o Nitrato no período de 2017-2, e 0,786, correspondente ao Crômio para o período de 2018-1. De forma geral, os menores valores de (r) foram observados para o parâmetro Nitrato.

Quanto aos demais resultados observados por meio dos ajustes semivariográficos, todas as variáveis analisadas obtiveram ajustes satisfatórios, resultando em mapas de estimativa por krigagem com boa precisão.

A Tabela 7 reúne os resultados encontrados por meio da análise geoestatística das chuvas mensais para os três anos estudados: 2016, 2017 e 2018).

Tabela 7 – Modelos e parâmetros de ajuste dos semivariogramas experimentais para os dados de chuva mensal para os anos de 2016, 2017 e 2018 no Sistema Aquífero Bauru (Continua).

Meses[a]	Medidas de Ajuste dos Semivariogramas									
	Modelo[b]	C_0	C_0+C	A(km)	R^2	SQR[c]	ADE[d] (%)	Validação Cruzada		
								a	B	r
2016										
Janeiro	Esf	$1{,}070 \times 10^{3}$	$2{,}678 \times 10^{4}$	557,00	0,717	$1{,}07 \times 10^{9}$	96,0	-0,17	0,999	0,838
Fevereiro	Esf	$2{,}150 \times 10^{3}$	$7{,}698 \times 10^{3}$	498,00	0,953	$5{,}93 \times 10^{6}$	72,1	-0,23	1,001	0,669
Março	Esf	$1{,}400 \times 10^{3}$	$6{,}329 \times 10^{3}$	534,00	0,886	$1{,}02 \times 10^{7}$	77,9	-4,35	1,038	0,738
Abril	Gau	$4{,}000 \times 10^{1}$	$3{,}678 \times 10^{3}$	609,68	0,925	$4{,}34 \times 10^{6}$	98,9	-0,74	1,022	0,914
Maio	Esf	$3{,}240 \times 10^{2}$	$1{,}534 \times 10^{3}$	216,6	0,988	$1{,}89 \times 10^{4}$	78,9	-3,05	1,026	0,798
Junho	Esf	$4{,}180 \times 10^{2}$	$1{,}199 \times 10^{3}$	439,00	0,949	$8{,}17 \times 10^{4}$	65,1	-2,80	1,033	0,654
Julho	Gau	2,800	$1{,}571 \times 10^{2}$	542,13	0,987	$7{,}28 \times 10^{2}$	98,2	-0,03	0,999	0,934
Agosto	Gau	$1{,}400 \times 10^{2}$	$1{,}184 \times 10^{3}$	350,57	0,985	$4{,}42 \times 10^{4}$	88,2	-1,29	1,021	0,868
Setembro	Esf	$2{,}148 \times 10^{1}$	$5{,}961 \times 10^{2}$	428,40	0,960	$3{,}23 \times 10^{4}$	96,4	2,17	0,937	0,788
Outubro	Esf	$4{,}180 \times 10^{2}$	$1{,}491 \times 10^{3}$	90,10	0,779	$2{,}94 \times 10^{5}$	72,0	7,17	0,940	0,578
Novembro[f]	Esf	0,001	0,923	704,00	0,840	0,48	99,9	11,48	0,913	0,794
Dezembro[f]	Exp	0,023	0,091	74,10	0,901	$1{,}38 \times 10^{-4}$	74,9	46,55	0,788	0,329
2017										
Janeiro	Esf	$2{,}090 \times 10^{3}$	$1{,}062 \times 10^{4}$	190,30	0,989	$1{,}03 \times 10^{6}$	80,3	2,45	0,993	0,761
Fevereiro	Exp	$6{,}950 \times 10^{2}$	$1{,}856 \times 10^{3}$	112,80	0,945	$3{,}67 \times 10^{4}$	62,6	4,07	0,970	0,548
Março	Exp	$1{,}034 \times 10^{3}$	$2{,}908 \times 10^{3}$	207,30	0,985	$3{,}56 \times 10^{4}$	64,4	4,97	0,963	0,554
Abril	Esf	$7{,}470 \times 10^{2}$	$2{,}023 \times 10^{3}$	179,30	0,923	$1{,}50 \times 10^{5}$	63,1	-1,13	1,008	0,663
Maio	Gau	$8{,}800 \times 10^{2}$	$6{,}315 \times 10^{3}$	413,61	0,995	$3{,}24 \times 10^{5}$	86,1	-1,17	1,006	0,827
Junho[e]	Gau	0,200	$3{,}789 \times 10^{1}$	555,99	0,938	$7{,}78 \times 10^{2}$	99,5	1,70	0,990	0,947
Julho[g]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Agosto	Esf	$0{,}800 \times 10^{1}$	$2{,}983 \times 10^{3}$	544,00	0,971	$6{,}61 \times 10^{5}$	99,7	1,37	0,973	0,914
Setembro	Esf	$3{,}620 \times 10^{1}$	$1{,}222 \times 10^{2}$	548,00	0,909	$1{,}94 \times 10^{3}$	70,4	0,86	0,917	0,496
Outubro	Gau	$3{,}200 \times 10^{2}$	$1{,}350 \times 10^{4}$	594,09	0,906	$5{,}88 \times 10^{7}$	97,6	3,76	0,974	0,837
Novembro	Exp	$1{,}343 \times 10^{3}$	$3{,}510 \times 10^{3}$	199,20	0,975	$7{,}50 \times 10^{4}$	61,7	-8,38	1,039	0,690
Dezembro	Esf	$2{,}320 \times 10^{3}$	$6{,}068 \times 10^{3}$	251,10	0,896	$2{,}56 \times 10^{6}$	61,8	0,64	0,998	0,648

[a]todos os parâmetros/períodos avaliados apresentaram no mínimo 30 pares no primeiro lag; [b] modelos ajustados, onde: **Esf** = esférico, **Gau** = gaussiano, **Exp** = exponencial; [c] **SQR** = soma dos quadrados dos resíduos; [d] **ADE** = avaliador da dependência espacial; [e] parâmetros que sofreram transformação dos dados originais (raiz quadrada ou logarítmica); [f] parâmetros que sofreram transformação dos dados originais (logarítmica); [g]Mês sem ocorrência de chuvas com registros de valores iguais a zero. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Tabela 7 – Modelos e parâmetros de ajuste dos semivariogramas experimentais para os dados de chuva mensal para os anos de 2016, 2017 e 2018 no Sistema Aquífero Bauru (Continuação).

Meses[a]	Medidas de Ajuste dos Semivariogramas									
	Modelo[b]	C_0	C_0+C	A(km)	R^2	SQR[c]	ADE[d] (%)	Validação Cruzada		
								a	B	r
				2018						
Janeiro	Exp	$4{,}000 \times 10^2$	$5{,}266 \times 10^3$	58,20	0,941	$2{,}25 \times 10^5$	92,4	65,88	0,758	0,362
Fevereiro	Esf	$1{,}246 \times 10^3$	$3{,}014 \times 10^3$	477,00	0,885	$8{,}24 \times 10^5$	58,7	-5,95	1,045	0,567
Março	Esf	$1{,}272 \times 10^3$	$3{,}659 \times 10^3$	363,00	0,921	$1{,}03 \times 10^6$	65,2	2,70	0,977	0,603
Abril	Esf	$2{,}170 \times 10^2$	$5{,}484 \times 10^2$	266,00	0,639	$1{,}05 \times 10^5$	60,4	1,63	0,937	0,522
Maio[f]	Gau	0,347	1,086	182,56	0,957	0,04	68,0	3,18	0,969	0,736
Junho[f]	Esf	2,860	$1{,}998 \times 10^1$	645,00	0,959	$3{,}31 \times 10^1$	85,7	2,61	1,034	0,826
Julho[e]	Exp	0,257	0,951	357,00	0,886	0,08	73,0	0,14	1,366	0,732
Agosto[e]	Esf	0,010	$1{,}446 \times 10^1$	420,60	0,954	$3{,}29 \times 10^1$	99,9	0,90	0,995	0,960
Setembro	Gau	$2{,}620 \times 10^2$	$3{,}320 \times 10^3$	647,79	0,891	$3{,}45 \times 10^6$	92,1	-1,70	1,019	0,758
Outubro[f]	Esf	0,043	0,181	558,00	0,693	0,02	76,2	9,91	0,981	0,641
Novembro[f]	Esf	0,038	0,301	363,80	0,980	$2{,}13 \times 10^{-3}$	87,4	8,77	0,978	0,847
Dezembro	Exp	$1{,}090 \times 10^2$	$2{,}579 \times 10^3$	38,40	0,906	$3{,}43 \times 10^4$	95,8	11,08	0,911	0,475

[a]todos os parâmetros/períodos avaliados apresentaram no mínimo 30 pares no primeiro lag; [b] modelos ajustados, onde: **Esf** = esférico, **Gau** = gaussiano, **Exp** = exponencial; [c] **SQR** = soma dos quadrados dos resíduos; [d] **ADE** = avaliador da dependência espacial; [e] parâmetros que sofreram transformação dos dados originais (raiz quadrada ou logarítmica); [f] parâmetros que sofreram transformação dos dados originais (logarítmica); [g]Mês sem ocorrência de chuvas com registros de valores iguais a zero. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Os dados de chuva mensal analisados (Tabela 7) foram bem ajustados com a obtenção de semivariogramas estabilizados, atendendo a hipótese intrínseca de estacionariedade (APÊNDICE B) para todos os meses dos anos analisados, com exceção a julho de 2017. Consequentemente, a dependência espacial dos parâmetros foi corroborada. No mês de julho de 2017, a precipitação registrou os valores mais baixos entre os anos estudados. O comportamento dos dados não permitiu a estabilização do semivariograma e a correlação entre os valores observados e estimados foi fraca. Como consequência, concluiu-se que as precipitações desse mês não foram significativas o suficiente para fins de análise geoestatística.

Os valores de ADE variaram de 50,2% (julho de 2017) a 99,9% (agosto de 2018). Com base nesses dados, os meses analisados podem ser divididos em duas categorias de variáveis: as fortemente dependentes, representando 55,6% dos dados, com valores de ADE variando de 76,2% a 99,9%, e as moderadamente dependentes, representando 44,4% dos dados, com valores de ADE variando de 50,2% a 74,9%, conforme apresentado em Lima *et al.* (2007).

Os modelos teóricos de ajuste dos semivariogramas ficaram distribuídos entre esféricos (55,6% dos dados), exponencial (22,2% dos dados), e gaussianos (22,2% dos dados). Wanderley, Amorim e Carvalho (2013), identificaram que os três modelos teóricos (Esférico, Exponencial e Gaussiano), apresentam resultados satisfatórios para os ajustes semivariográficos em análises de precipitação.

Os valores de R^2 estão compreendidos em um intervalo de 0,639 (abril de 2018) a 0,995 (maio de 2017). 91% dos dados apresentaram valores de R^2 acima de 0,717 estando mais próximos da unidade, corroborando dessa forma a ótima qualidade dos ajustes semivariográficos encontrados.

O intervalo de alcance obtido para a chuva mensal nos anos de 2016 a 2018, desconsiderando o mês de julho de 2017, foi de 38,4 km (dezembro de 2018) a 704 km (novembro de 2016). A grande amplitude do alcance pode ser associada ao vasto tamanho da área de abrangência do estudo.

Carvalho, Assad e Pinto (2012) ressaltam a importância do alcance em análises das variáveis de precipitação, uma vez que ele indica que todos os vizinhos localizados dentro dessa distância podem ser utilizados na estimativa de valores em espaçamentos mais próximos. E que locais separados por distâncias maiores que este limiar apresenta baixa dependência espacial entre si (Costa *et al.*, 2021).

Andrade *et al.* (2018) analisaram por meio da geoestatística a variabilidade espacial e temporal da precipitação em Pernambuco. No estudo foi observado que a precipitação média anual exibe uma dependência espacial. Sugerindo que sua distribuição no local de investigação não ocorreu de forma aleatória, mas seguindo um padrão de variação em relação à distância entre os postos pluviométricos amostrados.

Ricardi e Lima (2021) analisaram a erosividade das chuvas em diferentes períodos no estado de São Paulo, com ênfase na variabilidade espaço-temporal. Foram utilizados dados de postos pluviométricos e aplicadas análises estatísticas e geoestatísticas. Os resultados mostraram maior erosividade durante as estações chuvosas, com predomínio de erosividades média e alta no estado. A geoestatística permitiu mapear a dependência espacial dos dados e os valores obtidos indicam uma evolução espaço-temporal ao longo dos períodos estudados.

Para o coeficiente de correlação (r) obtido na validação cruzada, os valores encontrados ficaram inseridos em um intervalo variando de 0,329 (dezembro de 2016) e 0,960 (agosto de 2018).

A partir do bom desempenho das análises semivariográficas foram feitos os mapas de distribuição espacial dos valores estimados para a chuva mensal nos anos de 2016 a 2018 por meio da krigagem. Para o mês de julho de 2017 foi gerado um mapa uniforme com valores de 0mm considerando a não ocorrência de chuvas no mês.

5.3 MAPAS DE KRIGAGEM E ANÁLISE DE PADRÕES ESPACIAIS

5.3.1 Parâmetros da Qualidade da água

5.3.1.1 Bário

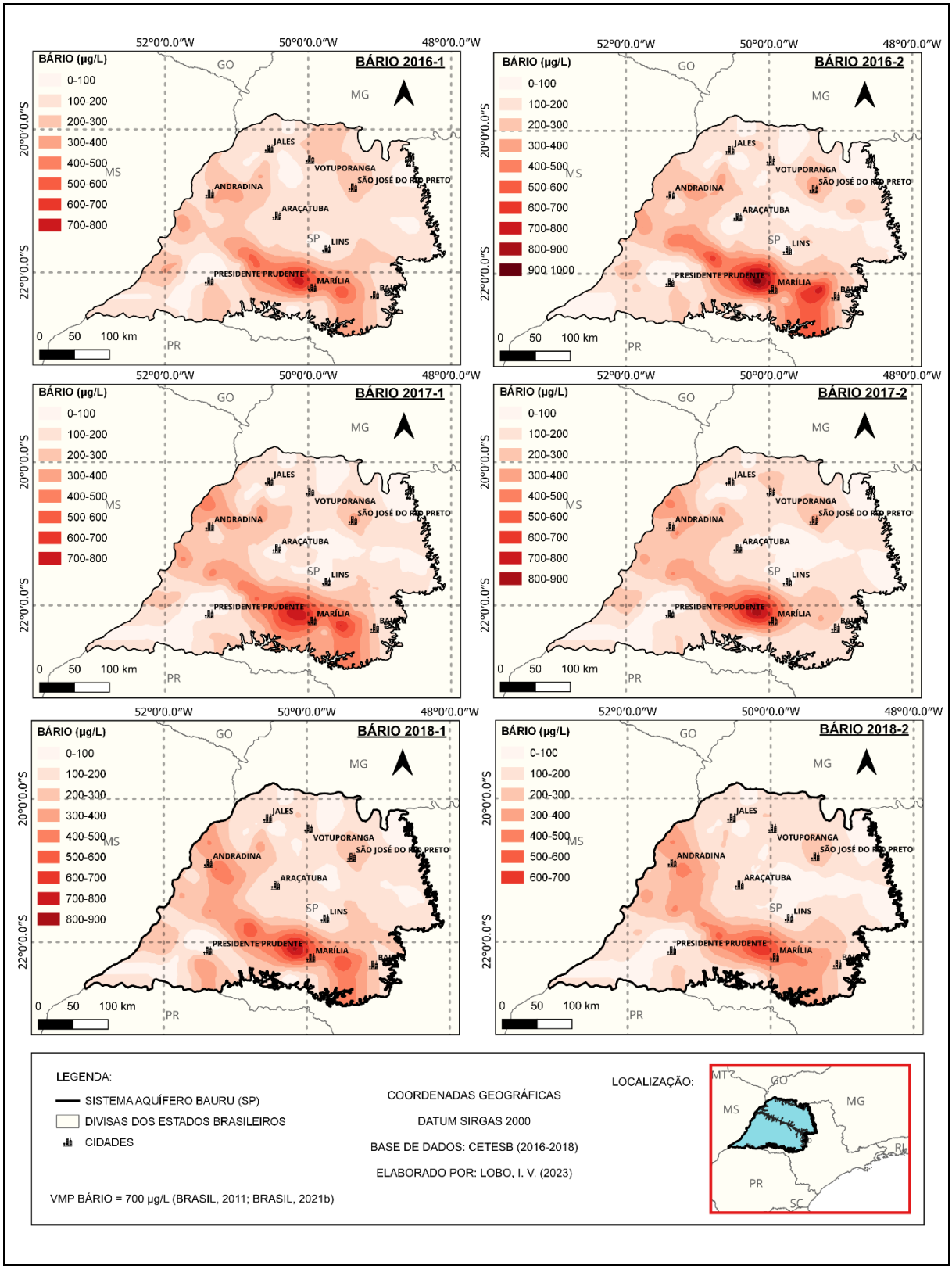
Em relação ao Bário (Figura 17), as áreas de maior concentração para o parâmetro ficaram localizadas, em todos os anos, na região de Pompéia, Herculândia, Marília e Oriente. O maior valor observado para a região varia de 900 µg/L a 1000 µg/L (2016-2) com extensão territorial de aproximadamente 90,84 km². Ressalta-se que o valor máximo permitido por legislação para o parâmetro é de 700 µg/L (BRASIL, 2011; BRASIL, 2021b), e que o período de 2016-2 teve também, o maior alcance espacial (1.190,08 km²) de concentrações acima desse limite variando de 700 µg/L a 1000 µg/L.

Tavares (2013) e Rios *et al.* (2016) identificaram atividades antrópicas que podem estar relacionadas a ocorrência de Bário na região, como práticas inadequadas de manipulação de resíduos e efluentes industriais.

Assim, a ocorrência das elevadas concentrações de Bário na área destacada também foi relacionada por Tavares *et al.* (2015) a fatores naturais como a presença de argilominerais, águas bicarbonatadas cálcicas de pH mais alcalino, e baixas concentrações de NO_3^-. O que pode ser confirmado pelos mapas por krigagem para os parâmetros pH e Nitrato, que variam na região em intervalos de 7 a 9 e 0 mg/L a 8 mg/L, respectivamente em todos os anos estudados.

No primeiro período, as coletas de dados em Pompeia (local com valores extremos) foram realizadas no mês de março nos anos de 2016, 2017 e 2018. Já no segundo período, as coletas ocorreram em setembro de 2016 e em outubro para os anos de 2017 e 2018. Para avaliar a relação entre os mapas de concentrações do Bário com os mapas de chuva mensal, foram analisados os valores para a chuva considerando até 2 meses anteriores ao mês de coleta, com mapas representados nas Figuras 34 a 39.

Figura 17 – Mapas de concentrações do Bário (µg/L) para o período de 2016 a 2018.



Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Para o primeiro período as chuvas na região variaram entre 50 mm e 350 mm para os meses de janeiro, fevereiro e março de 2016. Em 2017 os valores de precipitação observado para esses meses ficaram de 50 mm a 400 mm. Por fim, em 2018, os meses de janeiro a março compreenderam um intervalo de chuva mensal variando de 100 mm a 450 mm.

Para o segundo período de 2016 a região apresentou variações de valores para a chuva mensal entre 5 mm e 100 mm, compreendendo os meses de julho, agosto e setembro, período com maior amplitude espacial de concentrações acima do máximo permitido. Em 2017-2, as medições indicaram que a chuva mensal variou entre 5 mm e 200 mm para os meses de agosto, setembro e outubro. Já em 2018-2, os valores para a chuva mensal no segundo período compreenderam um intervalo de 50 mm a 250 mm para os mesmos meses. Os valores de chuva mensal identificados na região estão resumidos no Quadro 1.

Quadro 1 – Intervalos de chuva mensal (mm) para a Região de Pompéia.

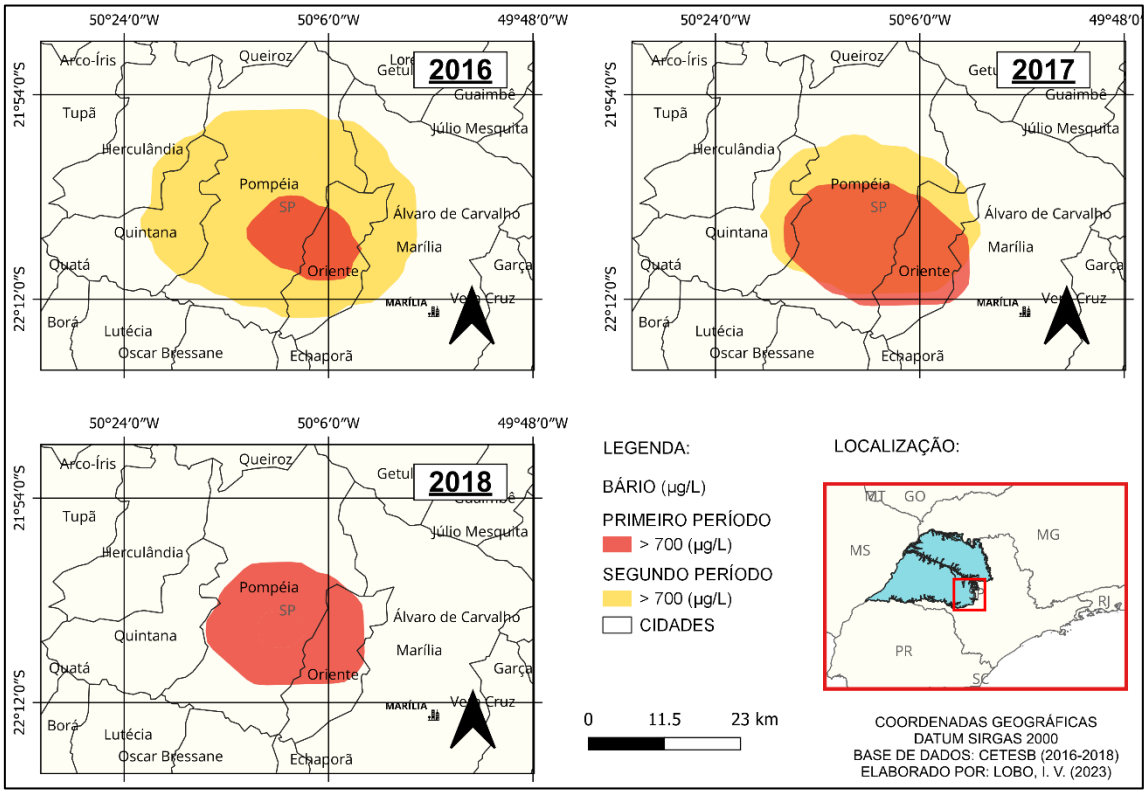
ANO/PERÍODO	INTERVALOS DE CHUVA MENSAL OBSERVADOS PARA A REGIÃO DE POMPÉIA (mm)						
	1			2			
	JANEIRO	FEVEREIRO	MARÇO	JULHO	AGOSTO	SETEMBRO	OUTUBRO
2016	200 a 350	200 a 300	50 a 150	5 a 15	50 a 100	25 a 50	-
2017	300 a 400	100 a 150	50 a 100	-	100 a 150	5 a 10	150 a 200
2018	250 a 450	100 a 150	100 a 150	-	50 a 150	50 a 100	200 a 250

MÊS DE COLETA PARA O ANO/PERÍODO

Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Observou-se uma tendência de aumento espacial nas áreas com concentrações de Bário acima do VMP quando comparamos o primeiro e o segundo período dos anos estudados (Figura 18).

Figura 18 – Variações de área para valores de Bário acima do VMP (700 µg/L) durante o período chuvoso (primeiro período) e seco (segundo período) de 2016 a 2018.



Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

No primeiro período de 2016, aproximadamente 172 km² apresentavam valores de concentração acima do máximo permitido dentro do SAB. Já no segundo período de 2016, foi observada a maior amplitude espacial de concentrações acima do VMP resultando em aproximadamente 1.190,08 km² de concentrações variando entre 700 µg/L e 1000 µg/L, como descrito anteriormente.

De forma geral, o segundo período de cada ano demonstrou uma maior extensão espacial para concentrações acima do VMP para o Bário. Em 2017, as áreas de concentrações acima do VMP passaram de 454,64 km² no primeiro período para 651,16 km² no segundo período. Como exceção temos o ano de 2018 que não apresentou valores acima do máximo permitido para o segundo período.

Essa ausência pode estar relacionada aos maiores valores de chuva mensal na região durante o período do seu mês de coleta (outubro). O que corrobora também com o segundo período de 2016 ter apresentado uma maior amplitude de

concentrações elevadas de Bário, uma vez que esse período teve os menores valores de chuva mensal durante o período do mês de coleta.

As menores concentrações de Bário (0 µg/L a 100 µg/L) foram identificadas nas regiões nordeste e sudoeste dos mapas, localizadas nas áreas mais extremas, compreendendo as cidades de Rosana, Euclides da cunha, Teodoro Sampaio, Barretos e Colina.

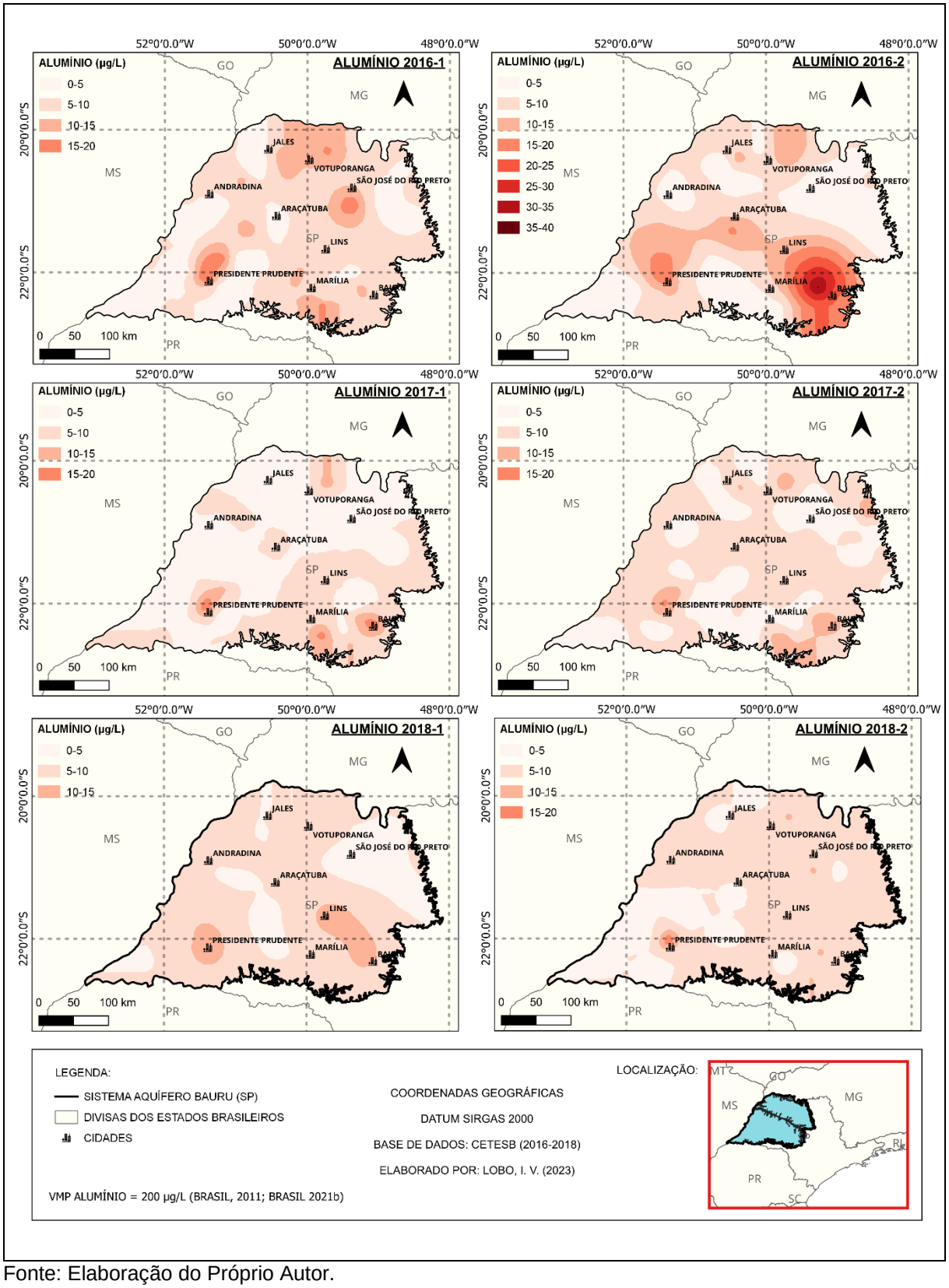
5.3.1.2 Alumínio

Semelhante ao Bário, o parâmetro Alumínio teve a ocorrência de maiores concentrações (40 µg/L) no ano/período de 2016-2 conforme demonstra a Figura 19. O parâmetro, porém não apresentou concentrações acima do VMP de 200 µg/L (Brasil, 2011; Brasil, 2021b).

A região de ocorrência para esses valores está localizada próxima ao município de Avaí, na região de Bauru. A coleta para análise da qualidade da água realizada no segundo período de 2016 para essa região ocorreu no mês de setembro (CETESB, 2019). O local apresentou variação de chuva mensal entre 5 mm e 100 mm para os meses de julho, agosto e setembro.

Nos demais anos analisados, as concentrações de alumínio variaram de 0 µg/L a 20 µg/L. Valores de ocorrência com concentrações semelhantes entre 10 µg/L e 20 µg/L foram encontradas em regiões de Alvinlândia, São Pedro do Turvo, Potirendaba, Nova Aliança, Américo de Campos, Bauru e Lins, em diferentes anos/períodos. Já a região de Presidente Prudente apresentou esse intervalo de concentrações em todos os três anos/período do estudo exceto 2018-1.

Figura 19 – Mapas de concentrações do Alumínio (µg/L) para o período de 2016 a 2018.

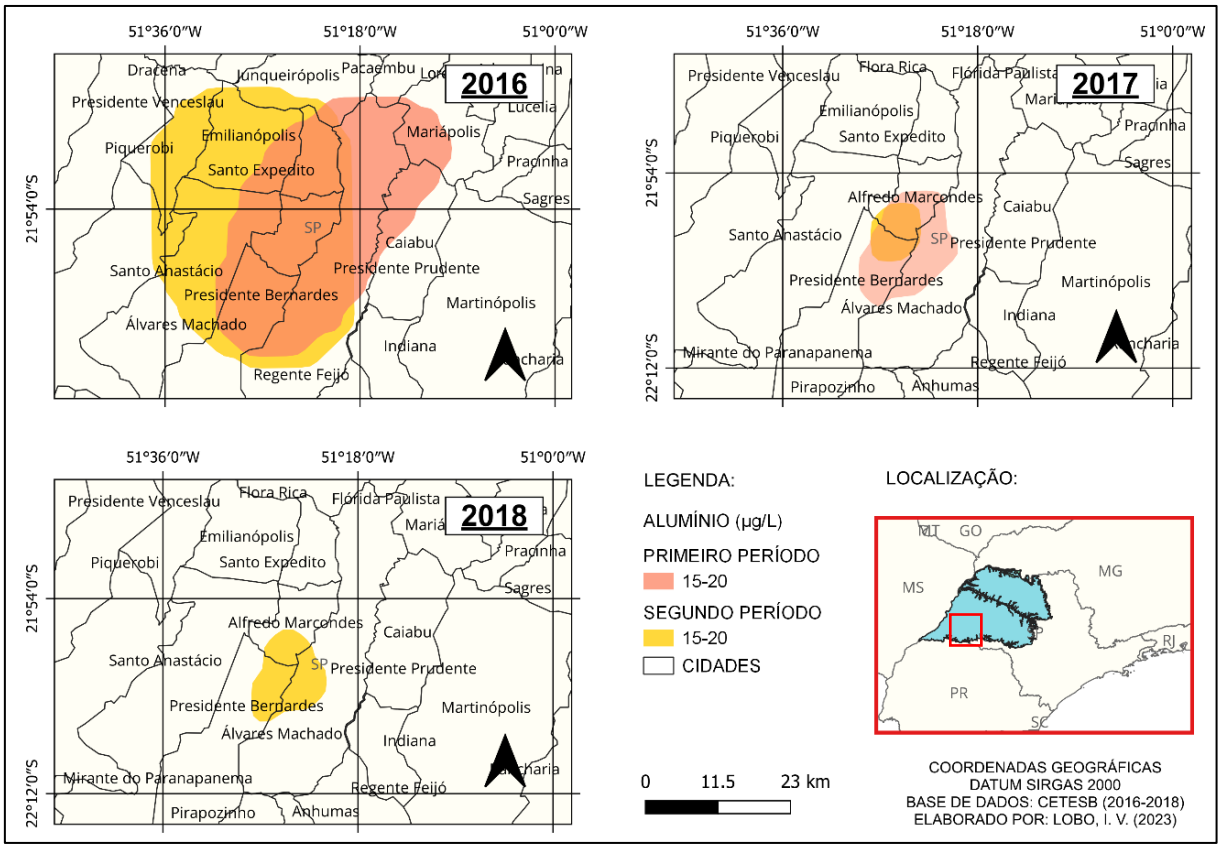


Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

A região de Presidente Prudente teve para 2016-1 chuva mensal variando de 50 mm a 350 mm. Para 2016-2 o intervalo ficou entre 25 mm e 150 mm. No primeiro período de 2017, os valores de chuva mensal variaram de 50 mm a 400 mm, e para o segundo período, entre 5 mm e 250 mm. Em 2018-1 as chuvas mensais ficaram entre 100 mm e 350 mm, para 2018-2 o intervalo de valores para chuva mensal foi de 0 mm a 150 mm. O Quadro 2 resume os valores de chuva mensal observados para Presidente Prudente em até 2 meses anteriores ao mês de coleta (Figuras 34 a 39).

Conforme ilustrado na Figura 20, não foi observado um padrão específico de comportamento espacial para os maiores valores de concentração do alumínio em comparação com as chuvas mensais em Presidente Prudente.

Figura 20 – Variações de área para concentrações de 15 a 20 µg/L para o Alumínio durante o período chuvoso (primeiro período) e seco (segundo período) de 2016 a 2018 na Região de Presidente Prudente.



Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Quadro 2 – Intervalos de chuva mensal (mm) para a Região de Presidente Prudente.

ANO/PERÍODO	INTERVALOS DE CHUVA MENSAL PARA A REGIÃO DE PRESIDENTE PRUDENTE (mm)							
	1				2			
	JANEIRO	FEVEREIRO	MARÇO	ABRIL	JULHO	AGOSTO	SETEMBRO	OUTUBRO
2016	-	250 a 350	50 a 150	50 a 100	-	50 a 100	25 a 100	25 a 150
2017	250 a 400	50 a 100	50 a 150	-	-	50 a 100	5 a 15	150 a 250
2018	200 a 350	100 a 150	100 a 150	-	0 a 1	50 a 100	50 a 150	-

MÊS DE COLETA PARA O ANO/PERÍODO

Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

5.3.1.3 Cloreto

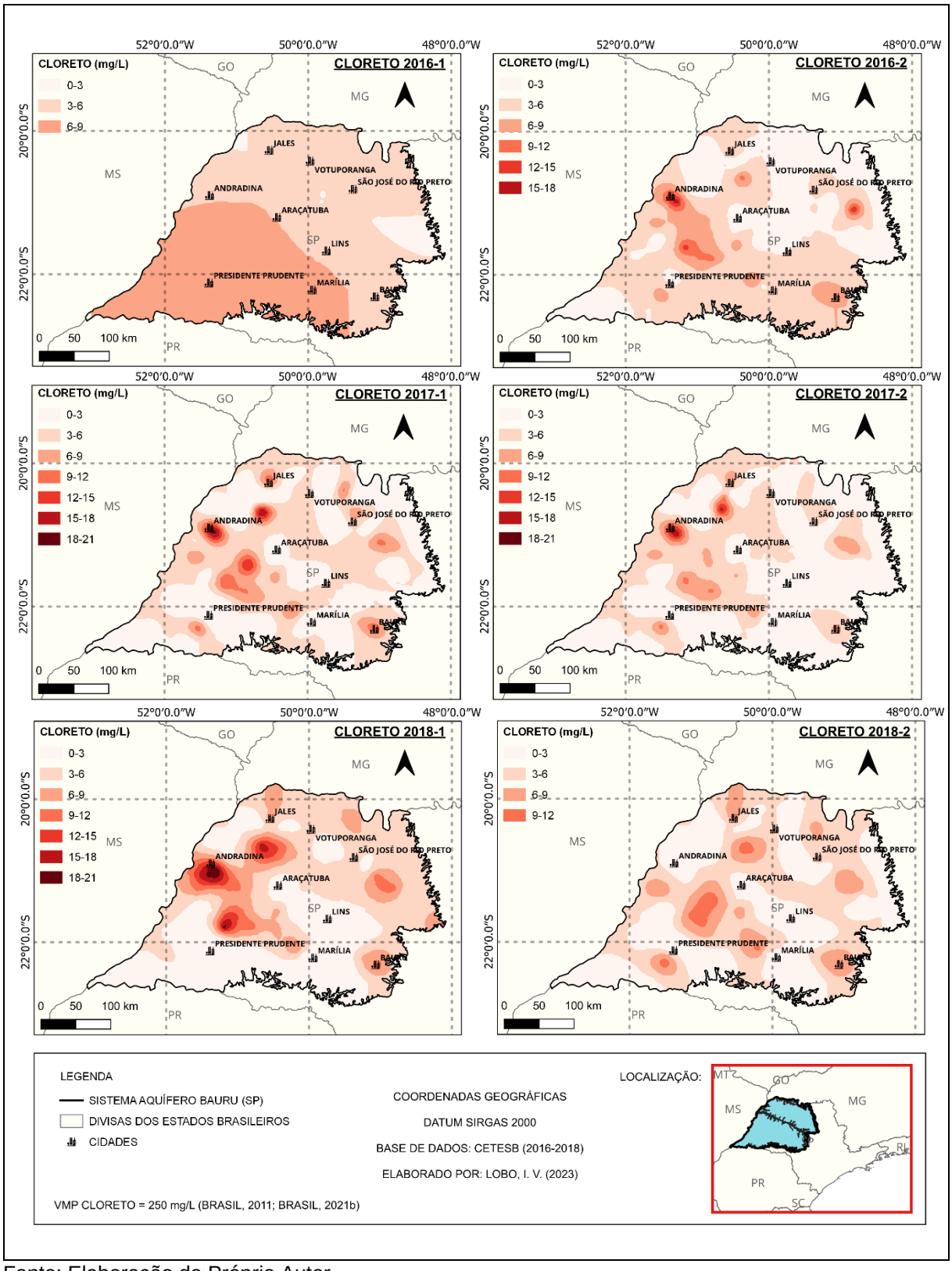
Com base nos mapas da Figura 21, é possível observar que as concentrações de Cloreto variaram de 0 mg/L a 21 mg/L nos anos de 2016, 2017 e 2018. O maior intervalo de concentração (18 mg/L a 21 mg/L) foi identificado na localidade de Murutinga do Sul com área de aproximadamente 43,24 km² durante o período 2017-1. Em 2017-2, esse mesmo intervalo de concentrações foi observado em Murutinga do Sul, porém com uma abrangência menor, ocupando aproximadamente 3,84 km². Em 2018-1, além da região de Murutinga do Sul, a região de Florida Paulista também apresentou concentrações dentro desse intervalo.

Analisando o triênio como um todo, as variações de concentração de Cloreto apresentaram um comportamento uniforme para os anos de 2016, 2017 e 2018. Nota-se que os mapas tendem a reduzir a amplitude espacial de concentrações mais elevadas no segundo período quando comparamos com o primeiro, resultando assim em um maior alcance para as concentrações mais baixas no território do SAB no segundo período do ano. Associando dessa forma a ocorrência de áreas mais extensas para maiores concentrações de Cloreto durante o período chuvoso.

O ano de 2016 apresentou comportamento ligeiramente atípico, aos anos de 2017 e 2018. Durante o período 2016-2, houve um aumento na amplitude espacial das concentrações mais baixas na extensão do SAB, como por exemplo os temos maiores áreas associadas aos intervalos de concentrações de 0 mg/L a 3 mg/L e 3 mg/L a 6 mg/L. No entanto, em locais específicos, como Murutinga do Sul, Florida Paulista, Palmares Paulista, Bauru e General Salgado, foram registrados valores mais elevados de concentração, variando de 9 mg/L a 18 mg/L.

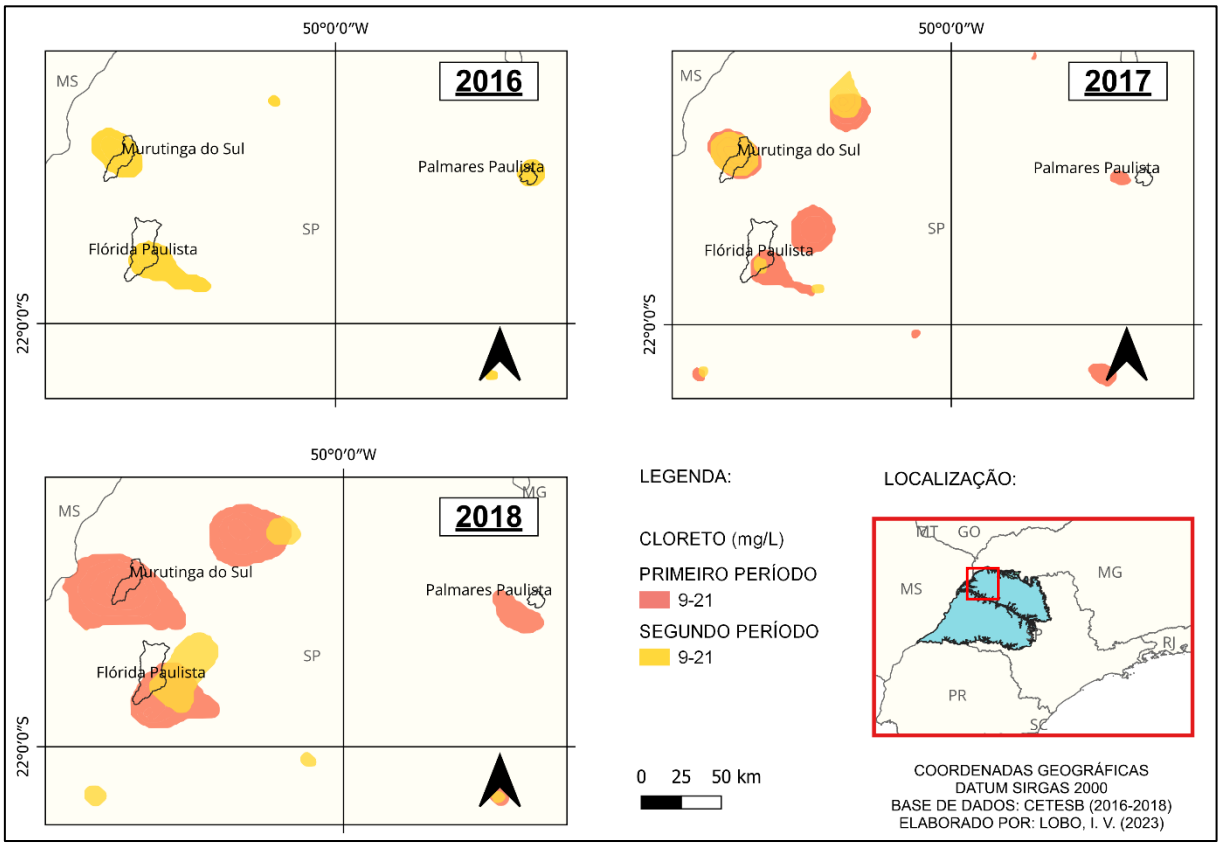
A Figura 22 ilustra o comportamento espacial das áreas com concentrações mais elevadas de Cloreto nos diferentes períodos (9 mg/L a 21 mg/L).

Figura 21 – Mapas de concentrações do Cloreto (mg/L) para os anos de 2016 a 2018 durante o primeiro e segundo período.



Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Figura 22 – Variações de área para concentrações de Cloreto (9 a 21 mg/L) durante o período chuvoso (primeiro período) e seco (segundo período) de 2016 a 2018.



Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Ao avaliar o comportamento espacial das concentrações de Cloreto em relação aos mapas de chuva mensal (Figuras 34 a 39) para alguns desses locais, foi observado os seguintes padrões:

Em 2016-1, Murutinga do Sul, apresentou concentrações de Cloreto entre 3 mg/L e 9 mg/L, e chuvas mensais com valores de 50 mm a 200 mm durante os meses de fevereiro, março e abril (mês de coleta). No período de 2016-2, as chuvas mensais para a região ficaram entre 50 mm e 150 mm, enquanto as concentrações de cloreto variaram entre 6 mg/L e 18 mg/L.

Florida Paulista apresentou concentrações variando de 6 mg/L e 9 mg/L, e chuva mensal com valores de 50 mm a 300 mm em 2016-1, para o segundo período do ano as concentrações na localidade variaram entre 9 mg/L e 15 mg/L, com valores de chuva mensal de 5 mm a 100 mm.

Já Palmares Paulista apresentou concentrações de 3 mg/L a 6 mg/L em 2016-1, com chuva mensal entre 10 mm a 200 mm, e em 2016-2 o local teve um aumento

nas concentrações para valores de 9 mg/L a 18 mg/L com chuva mensal variando entre 5 mm e 100 mm.

Nos anos de 2017 e 2018 o padrão de comportamento foi alterado, associando maiores concentrações de cloreto a maiores índices pluviométricos.

Grott *et al.* (2018) examinaram a variação espaço-sazonal dos parâmetros da qualidade da água subterrânea em Macapá-AP e encontraram comportamento semelhantes. Os resultados apontaram que o cloreto apresenta concentrações mais elevadas durante o período chuvoso nas águas subterrâneas. Através da avaliação comparativa, os pesquisadores constataram que as concentrações de cloreto variam significativamente durante o período chuvoso, registrando acréscimos médios de aproximadamente 50% em relação ao período seco. A análise estatística utilizada confirmou a alta significância dos resultados obtidos.

Cappi *et al.* (2010) conduziram uma análise da qualidade das águas subterrâneas em Aquidauana-MS, considerando as variações sazonais, e encontraram como resultado concentrações mais elevadas para o Cloreto no período do verão quando comparado com as outras estações do ano.

Os cloretos são normalmente originados pela dissolução de minerais ou pela invasão de águas do mar, e podem ser provenientes de efluentes domésticos ou industriais (Brasil, 2014c).

Com base nos dados, é provável que os elevados níveis de concentração de cloreto que surgiram a partir do período 2016-2 em locais como Murutinga do Sul e Florida Paulista, sejam provenientes de fontes antrópicas pontuais que aumentam as concentrações do parâmetro nessas regiões. Isso é sugerido pelo fato de que, anteriormente essas concentrações não foram identificadas, e que a partir do período 2017-1 esses locais voltaram a seguir o padrão de comportamento inicialmente identificado, com ocorrência de áreas mais extensas para as maiores concentrações de Cloreto durante o período chuvoso.

5.3.1.4 Condutividade Elétrica

A Condutividade Elétrica (CE), apresentou um intervalo de valores de 0 µS/cm a 500 µS/cm para os anos de 2016 a 2018 (Figura 23). Os maiores valores de variação do parâmetro ficaram no intervalo de 450 µS/cm a 500 µS/cm, valores contemplados por esse intervalo foram observados na região de Pompéia em todos os períodos dos

diferentes anos, e em Flórida Paulista no segundo período de 2016, o que resultou em uma maior extensão territorial (121,64 km²) para esse intervalo de valores em 2016-2. Os resultados obtidos para a região de Flórida Paulista durante o período 2016-2 validam as análises realizadas anteriormente para o parâmetro Cloreto. Isso ocorre porque a condutividade elétrica pode ser relacionada a esse parâmetro.

A condutividade elétrica é uma medida que indica a capacidade de uma substância conduzir corrente elétrica. Íons como sódio, potássio e cloreto conferem à água a sua habilidade de conduzir eletricidade, a CE também pode ser utilizada como um indicador da quantidade de sais dissolvidos em um fluxo, sendo frequentemente empregada para estimar a quantidade total de sólidos dissolvidos (Pande; Moharir, 2018).

O fato de as concentrações de cloreto aumentarem no segundo período de 2016 e os maiores valores para a condutividade elétrica (450 µS/cm a 500 µS/cm) serem registrados na mesma região também em 2016-2, reforça a probabilidade de que esse local esteja sofrendo impactos mais intensos provenientes de atividades antrópicas a partir desse período, considerando que tais padrões não foram observados em 2016-1, para nenhum dos dois parâmetros.

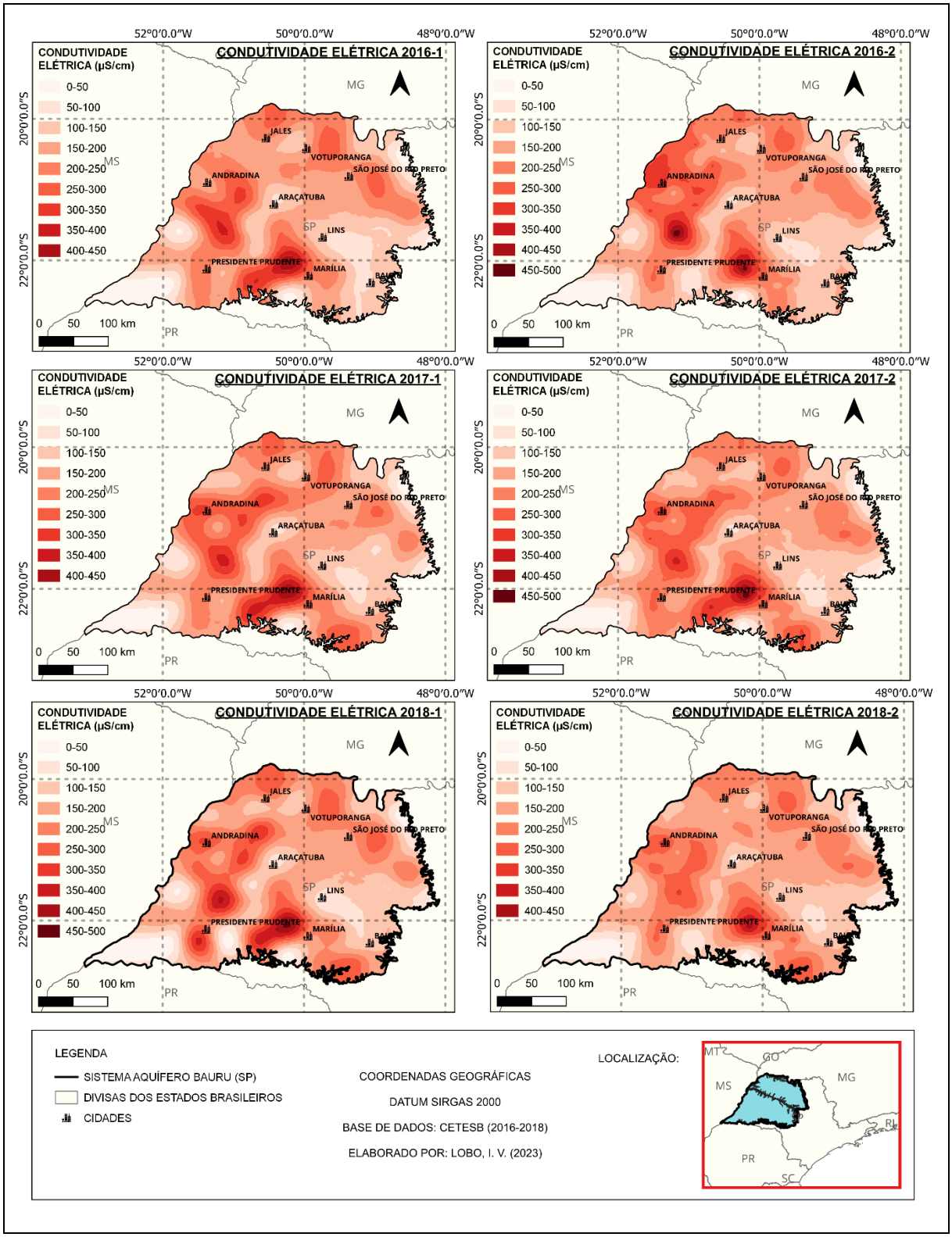
De maneira geral, os mapas de valores de condutividade elétrica no SAB apresentaram um comportamento espacial semelhante para os dois períodos de cada ano estudado. Os menores valores de condutividade elétrica apresentaram pouca variação entre o primeiro e segundo período, da mesma forma que os valores máximos observados.

O mesmo padrão de comportamento foi identificado por outros autores. Andrade *et al.* (2012) analisou a variabilidade espaço-temporal da condutividade elétrica em água subterrânea na região semiárida de Pernambuco. Os autores não encontraram diferenças significativas na condutividade elétrica entre os meses com diferentes padrões de chuva. Além disso, por meio dos mapas, foi possível constatar que as áreas com maior ou menor concentração de sais permaneceram consistentes tanto na estação seca quanto na chuvosa.

Reginato *et al.* (2021) analisou a influência da precipitação na condutividade elétrica para o Sistema Aquífero Serra Geral e não encontrou uma relação direta entre a quantidade de chuva e as alterações no parâmetro de pH uma vez que as variações observadas em cada amostra nos diferentes períodos são distintas entre si.

Entretanto, os autores observaram uma alteração geral nos períodos dos meses de agosto, setembro e outubro caracterizada por uma redução nos valores de CE.

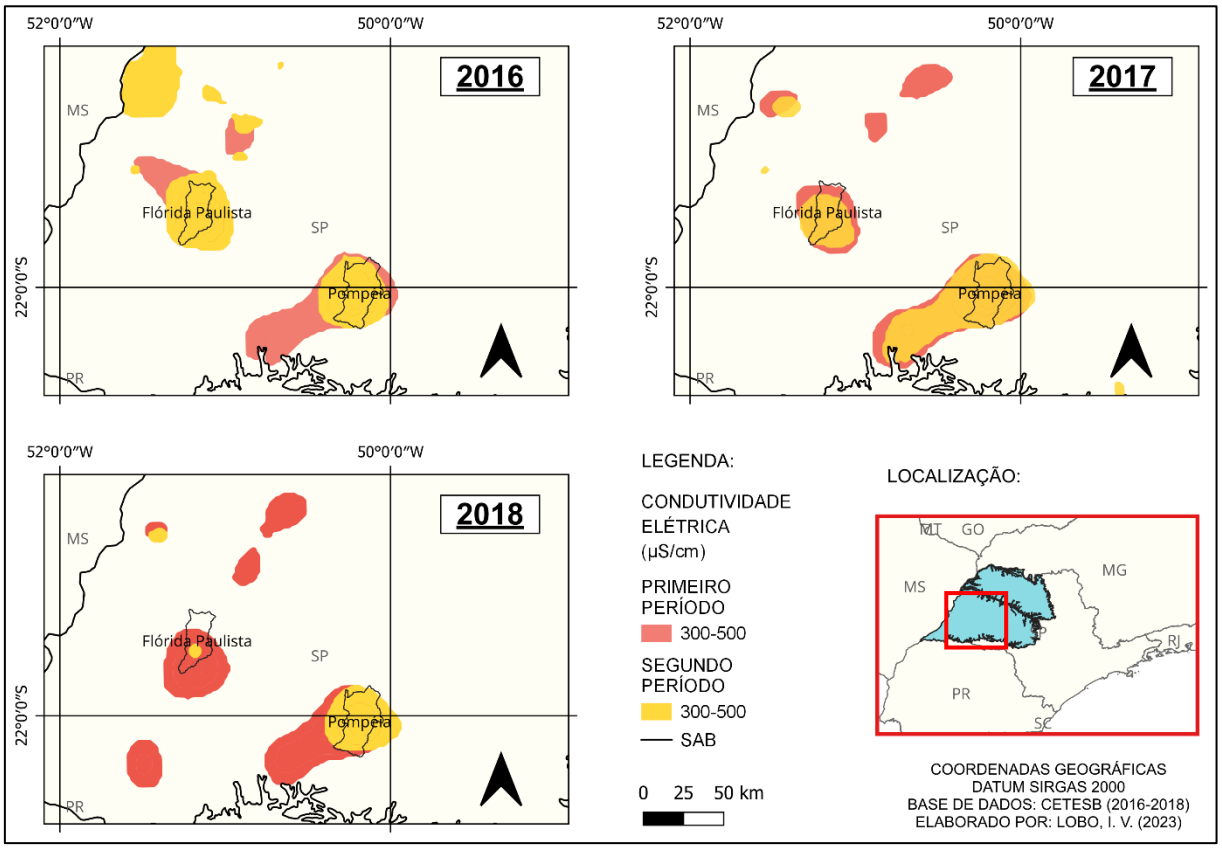
Figura 23 – Mapas para a Condutividade Elétrica (µS/cm) nos anos de 2016 a 2018.



Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

No caso do presente estudo, ao analisar os mapas de chuva mensal (Figuras 34 a 39) para os períodos de coleta em cada ano nas regiões de maiores valores de CE, percebe-se, apesar de sensível, uma relação diretamente proporcional entre a chuva mensal e a amplitude espacial ocupada para valores de CE entre 300 µS/cm a 500 µS/cm. Em outras palavras, as maiores áreas correspondentes a esse intervalo de concentração foram observadas no primeiro período de cada ano do estudo (período chuvoso) conforme ilustra a Figura 24.

Figura 24 – Variações de área para valores de 300 µS/cm a 500 µS/cm para a Condutividade Elétrica durante o período chuvoso (primeiro período) e seco (segundo período) de 2016 a 2018.



Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Para os diferentes períodos entre 2016 e 2018, as áreas com valores de condutividade elétrica (CE) entre 300 µS/cm e 500 µS/cm foram avaliadas. Em 2016-1, a área para esse intervalo de valor ocupou aproximadamente 5.740,12 km². No segundo período do mesmo ano, a área correspondente a esse intervalo diminuiu para 5.484,24 km². Em 2017-1, a área referente ao intervalo de valores de CE analisado

aumentou para 6.194,42 km², enquanto em 2017-2, a área reduziu para cerca de 4.612,92 km². No primeiro período de 2018, a área correspondente aos maiores valores observados para CE foi de 6.025,74 km², no segundo período desse mesmo ano a área diminuiu significativamente, chegando a aproximadamente 1.736,48 km².

Nota-se a presença de maiores valores para CE, em todos os anos e períodos de estudo, na região localizada no quadrante central inferior do mapa (entre as coordenadas 55º0’0.0’’w e 52º0’0.0’’) no sentido de Pompéia a Quatá.

Em 2016-1 a região de Pompéia apresentou chuva mensal com valores de 50 mm a 350 mm. Em 2016-2 os valores de chuva mensal ficaram entre 5 mm e 100 mm. Para 2017-1 a região apresentou intervalo de chuva mensal de 50 mm a 400 mm. Em 2017-2 os valores de chuva mensal variaram entre 5 mm e 200 mm. Em 2018-1 a chuva mensal na região variou de 100 mm a 450 mm, e em 2018-2 os valores de chuva mensal ficaram entre 50 mm e 250 mm (Quadro 1).

5.3.1.5 Sólidos Totais Dissolvidos

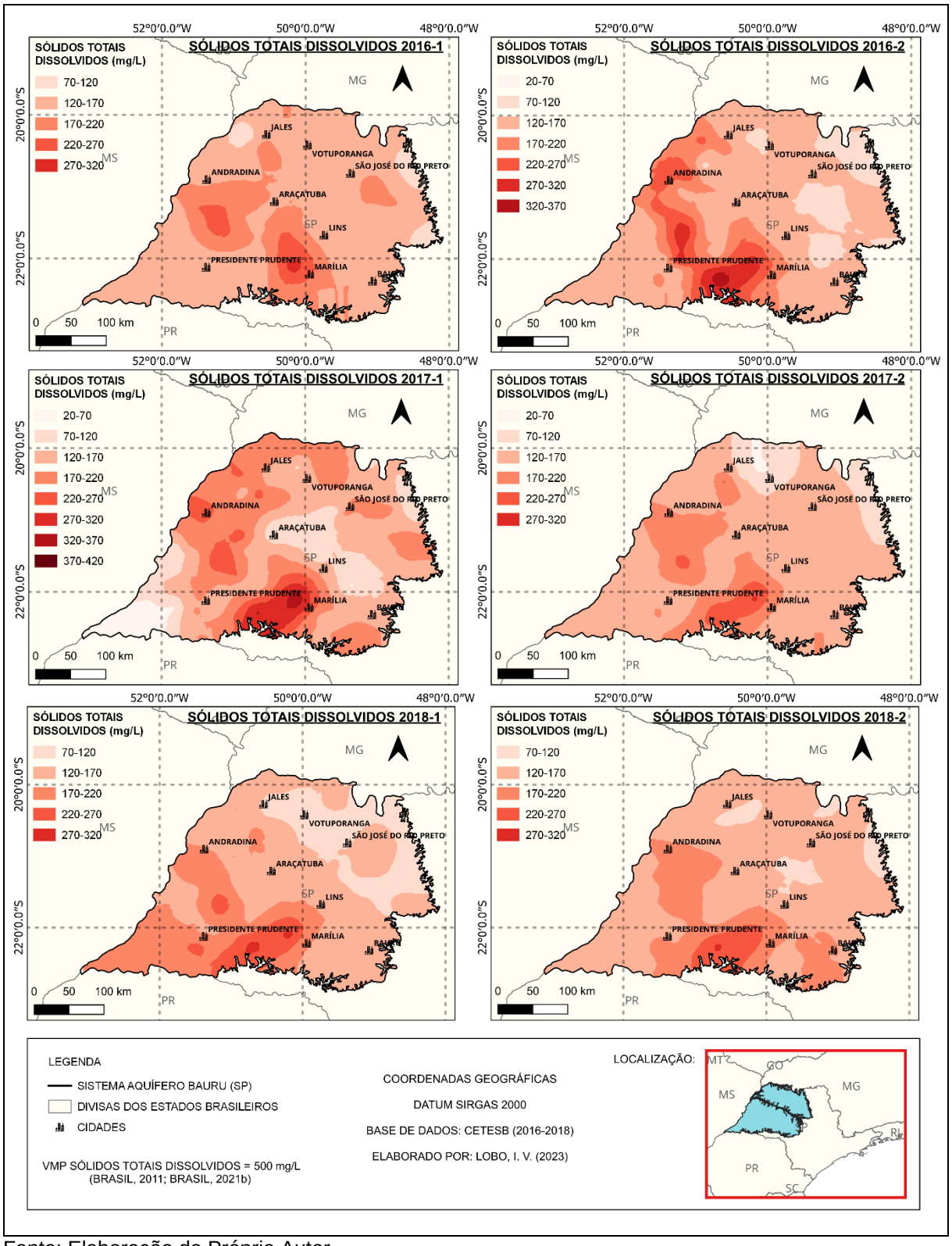
As concentrações de Sólidos Totais Dissolvidos apresentaram valores em um intervalo de concentração de 20 mg/L a 420 mg/L para os anos de 2016, 2017 e 2018 (Figura 25).

Os maiores valores de concentração para o parâmetro apareceram a partir de 2016-2 nas regiões de Flórida Paulista, Mariápolis, Presidente Prudente e Caiabu, com concentrações variando entre 270 mg/L e 320 mg/L, e nas regiões de Pompéia e Quatá, variando de 270 mg/L a 370 mg/L em 2016-2.

O maior valor de concentração observado (420 mg/L) ocorreu em 2017-1 na região de Pompéia e Quatá, a partir desse período, as maiores concentrações de STD foram identificadas apenas nessa mesma região, variando entre 270 mg/L e 320 mg/L para 2017-2, 2018-1 e 2018-2.

As menores concentrações de SD (0 mg/L a 20 mg/L) apareceram em 2016-2 na região de Barretos e Colina. Em 2017-1 esse intervalo de concentrações continuou nesse mesmo local e surgiu também em novas cidades como Rosana e Teodoro Sampaio localizadas na região sudoeste do SAB. Em 2017-2 esses valores foram observados na região de Pedranópolis e Macedônia no extremo norte do SAB. Em 2018-1 e 2018-2 os menores valores de concentração encontrados no SAB foram entre 70 mg/L e 120 mg/L.

Figura 25 – Mapas de concentrações do Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L) para os anos de 2016 a 2018 durante o primeiro e segundo período.



Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

A maior parte dos sólidos totais dissolvidos na água subterrânea é constituída por sais inorgânicos e outros materiais dissolvidos, esses sais incluem ânions como carbonatos, cloretos, sulfatos e nitratos, e cátions como sódio, potássio, cálcio e magnésio. Esses componentes geralmente representam mais de 95% do peso total dos sólidos dissolvidos na água. A concentração de sais é influenciada pela geologia da região onde a água está presente. Em áreas áridas ou semiáridas, onde a evaporação supera a precipitação, é comum encontrar altas concentrações de sais na água (Braga *et al.*, 2021). As águas subterrâneas tendem a exibir melhor qualidade durante a estação chuvosa, em parte devido às diluições promovidas pela pluviometria (Montenegro *et al.*, 2003).

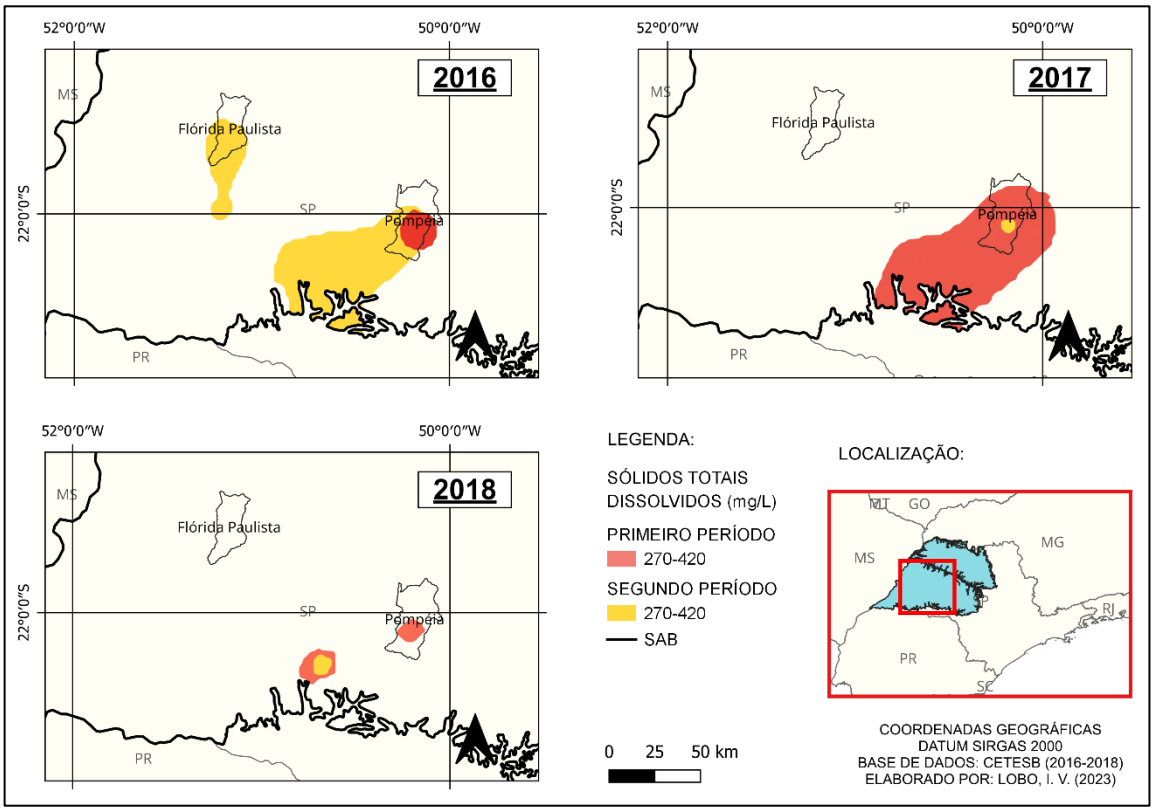
Espera-se que as elevadas concentrações de Sólidos Totais Dissolvidos apresentem um comportamento espacial inversamente proporcional às chuvas, uma vez que água tende a atuar como solvente para compostos iônicos e outras substâncias. Assim, em condições naturais, durante períodos com maior precipitação e aumento da recarga nos aquíferos, presume-se que as concentrações menores de Sólidos Totais Dissolvidos tenham uma maior amplitude espacial. Comportamento observado nos primeiros períodos de 2017 e 2018.

Em contrapartida, os períodos de maiores índices pluviométricos também possuem a característica de aumentar as concentrações de contaminantes em regiões que possuem interferências na qualidade da água subterrânea por meio de atividades antrópicas, uma vez que a chuva é o principal instrumento de recarga dos aquíferos. Esse comportamento é particularmente preocupante em aquíferos livres, como no caso do Sistema Aquífero Bauru.

Nesse sentido, os mananciais subterrâneos possuem a qualidade da água comprometida e apresentam maior risco sanitário no período chuvoso (Grott *et al.*, 2018). Comportamento observado no primeiro período dos anos de estudo para locais já destacados anteriormente como a região do quadrante central inferior dos mapas de estimativas de concentrações.

Dessa forma, os sólidos totais dissolvidos apresentaram uma variabilidade espacial nesses locais semelhantes a outros parâmetros, com maiores valores de concentrações a partir de 2016-2, e maior amplitude espacial para essas concentrações nos períodos de 2017-1 e 2018-1 (coincidentes com maiores valores de chuva mensal) quando comparados ao segundo período dos mesmos anos, conforme ilustrado na Figura 26.

Figura 26 – Variações de área para concentrações de SD (270 mg/L a 420 mg/L) no período chuvoso (primeiro período) e seco (segundo período) de 2016 a 2018.



Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Outro padrão de comportamento observado em 2016-2 foi o aumento das áreas ocupadas pelo intervalo de concentrações de 70 mg/L a 120 mg/L no quadrante central direito, compreendendo as regiões de Potirendaba, Itajobi e Iacanga. Ao analisar os mapas de chuva para o segundo período de 2016 percebemos que apesar de os dois meses imediatamente anteriores ao período de coleta (setembro) na região apresentarem baixos valores de chuva mensal, os meses de maio e junho tiveram variações de 50 mm a 150 mm na região, o que pode ter contribuído para a recarga do aquífero nessas localidades diluindo as concentrações de SD e aumentado espacialmente as áreas de menores concentrações.

5.3.1.6 Dureza

A dureza refere-se à concentração total de íons alcalino-terrosos na água, principalmente cálcio e magnésio, cujas quantidades são significativamente maiores do que outros íons alcalino-terrosos normalmente presentes em águas naturais. A

medida padrão para expressar a dureza é o número de equivalentes em miligramas por litro (mg/L) de carbonato de cálcio ($CaCO_3$). Essa característica da água torna difícil a dissolução do sabão, resultando em menor formação de espuma (Abdalla *et al.*, 2010).

A origem da dureza da água pode ser tanto natural, proveniente da dissolução de rochas calcárias ricas em cálcio e magnésio, quanto antropogênica, resultado do lançamento de efluentes industriais. Ela pode ser classificada em mole ou branda, quando é inferior a 50 mg/L de $CaCO_3$; moderada, quando está entre 50 mg/L e 150 mg/L de $CaCO_3$; dura, quando se encontra entre 150 mg/L e 300 mg/L de $CaCO_3$; e muito dura, quando é superior a 300 mg/L de $CaCO_3$ (Junior *et al.*, 2020).

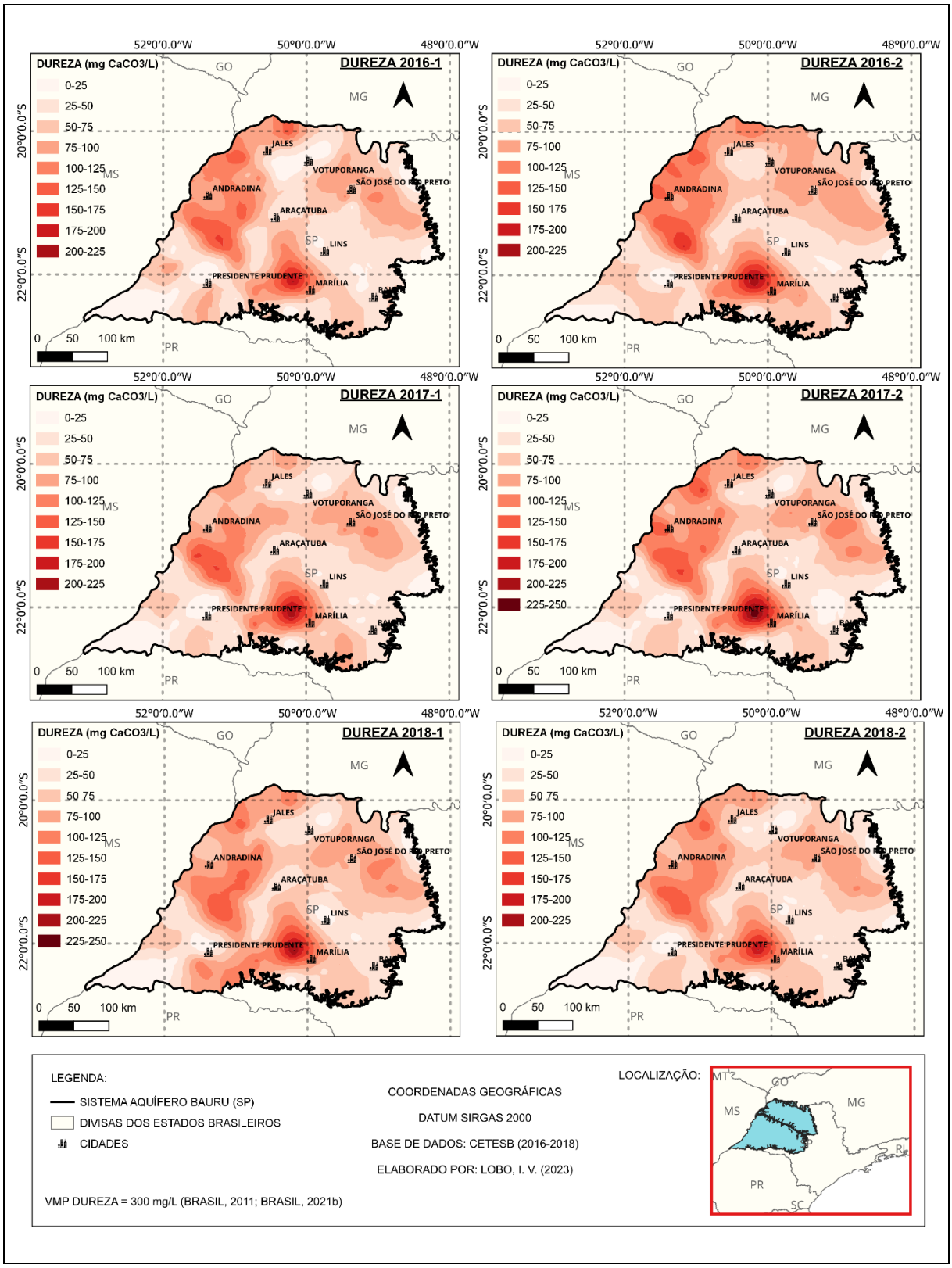
O comportamento observado para a dureza ao longo dos anos e períodos não apresentou variações significativas. Tanto para o período seco quanto para o período chuvoso as concentrações observadas foram de 0 mg/L de $CaCO_3$ a 250 mg/L de $CaCO_3$, variando entre as classificações como branda, moderada e dura. Em nenhum ano/período foram observadas concentrações acima de 300 mg/L de $CaCO_3$ correspondente a águas muito duras (Figura 27).

Analisando as áreas com maior amplitude espacial, temos que em todos os anos e períodos a classificação predominante no SAB era de água dura, correspondente a soma das áreas para as classes de valores equivalentes dos intervalos de 50 a 150 mg/L de $CaCO_3$.

A dureza excessiva da água não causa problemas fisiológicos, mas pode conferir um sabor desagradável à água consumida. Tanto águas muito duras quanto muito moles também não são adequadas para outros tipos de uso, pois podem levar a incrustações ou provocar corrosão em tubulações, tanques e caldeiras (Bagnara; Prietto; Timbola, 2012).

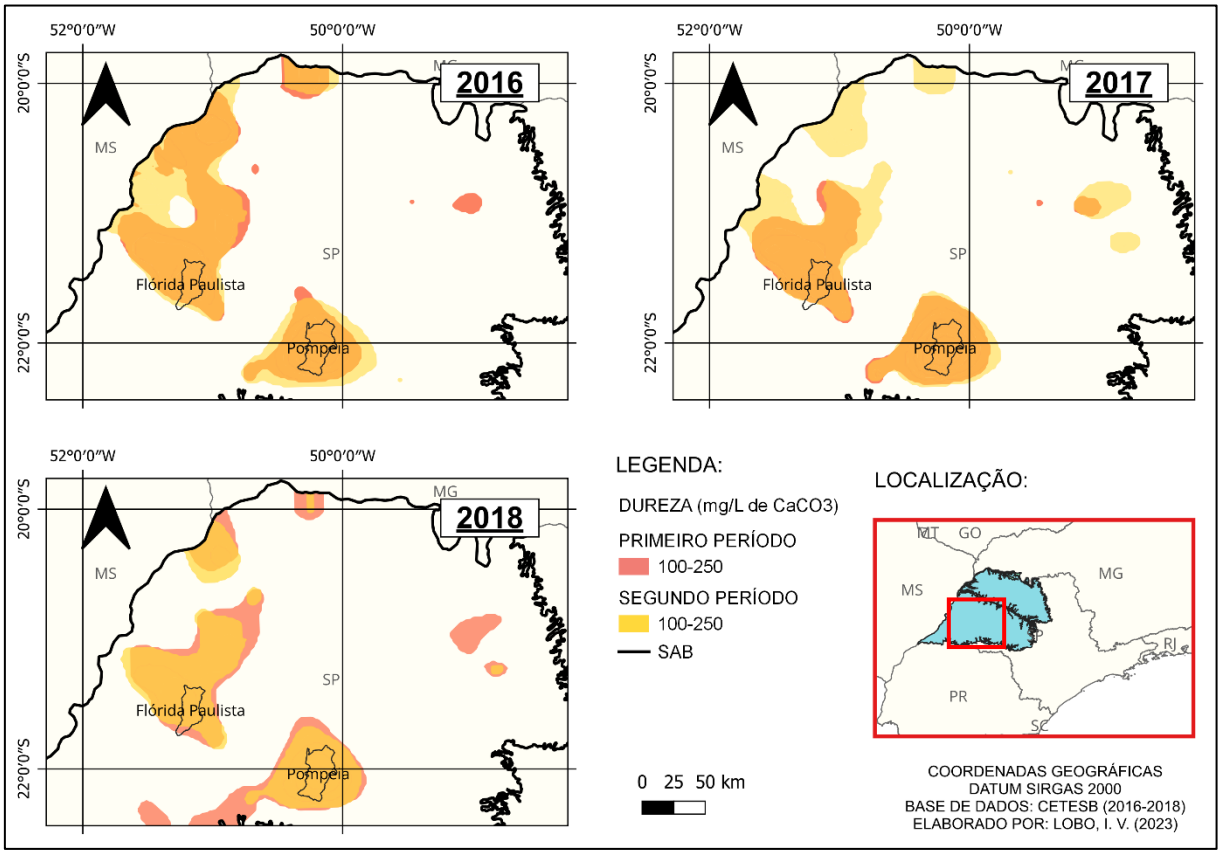
Em análise isolada das faixas de maiores concentrações, percebemos que em 2016-2 e 2017-2 esses locais apresentaram uma maior amplitude espacial, aumentando as áreas correspondentes a concentrações de 100 mg/L de $CaCO_3$ a 250 mg/L de $CaCO_3$ durante os períodos com menores índices de precipitação. A Figura 28 ilustra esse comportamento.

Figura 27 – Mapas de concentrações de Dureza (mg/L de CaCO3) para os anos de 2016 a 2018 durante o primeiro e segundo período.



Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Figura 28 – Variações de área para valores de 100 mg/L de CaCO3 a 250 mg/L de CaCO3 correspondentes a Dureza durante o período chuvoso (primeiro período) e seco (segundo período) de 2016 a 2018.



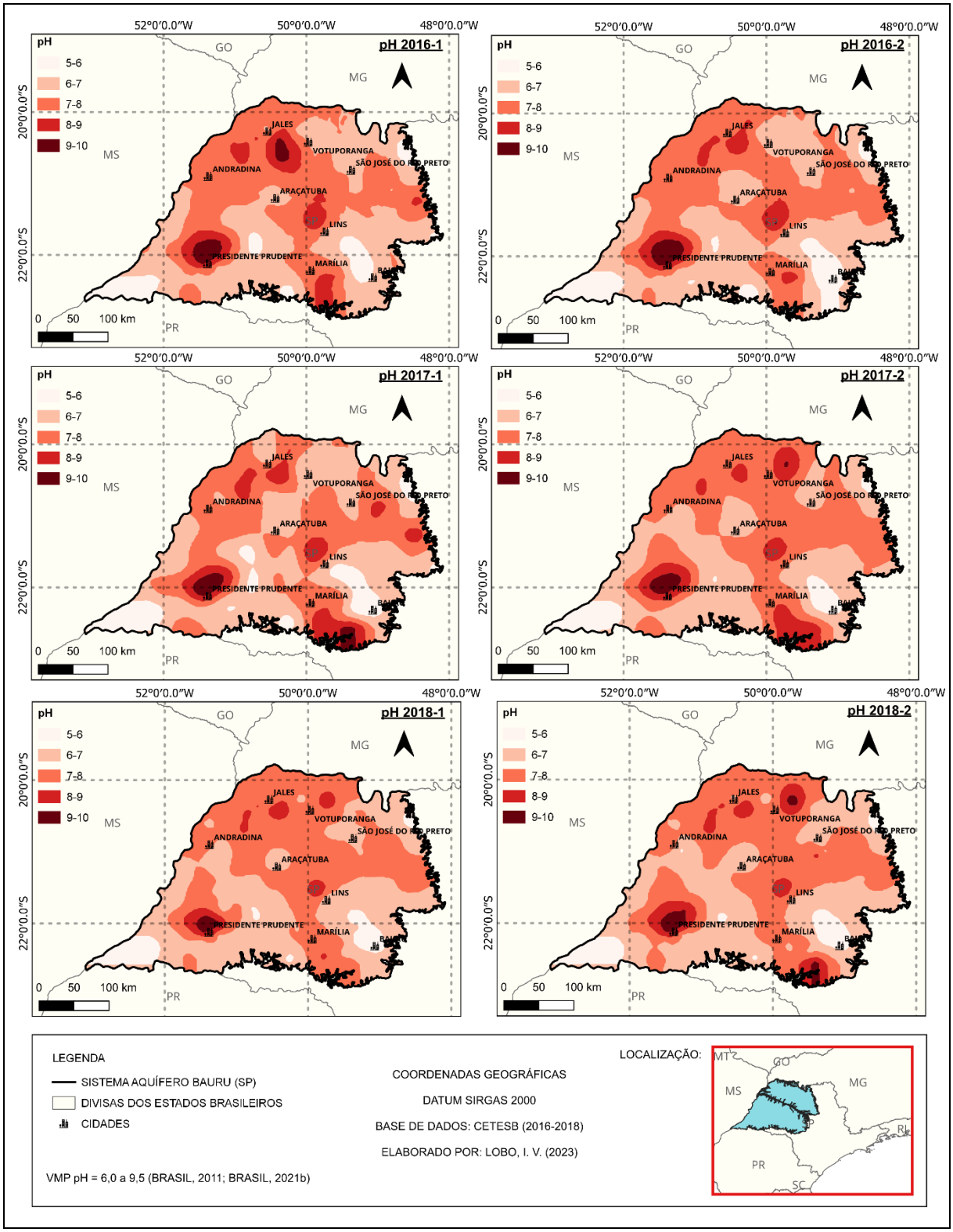
Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Esse comportamento também foi observado por Abdalla *et al.* (2010) que constataram uma variação sazonal na dureza e nas concentrações de cálcio e magnésio das águas subterrâneas. Durante o período seco, a maioria das amostras analisadas pelos autores apresentaram concentrações mais elevadas de cálcio, enquanto as concentrações de magnésio variaram entre os períodos.

5.3.1.7 pH

A forma mais comum para se determinar a acidez ou basicidade de um meio aquoso é a medida do potencial hidrogeniônico (pH) da solução, que está intimamente associada a presença de íons H3O+ (meio ácidos) e à presença de íons OH- (meios básicos) (Andrade, 2018). A Figura 29 apresenta as estimativas de variação do pH no SAB nos anos estudados.

Figura 29 – Mapas de variações de pH para os anos de 2016 a 2018.



Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

O pH consiste em uma grandeza adimensional que varia de 0 a 14 e indica a intensidade de acidez (pH < 7,0), neutralidade (pH = 7,0) ou alcalinidade (pH > 7,0)

de uma solução aquosa (Santos, 2014). Não foram observadas significativas alterações entre os anos e períodos analisados para o parâmetro pH. Os mapas se apresentaram de forma semelhante com as mesmas faixas de pH para 2016, 2017 e 2018, tanto no primeiro como no segundo período. No geral, as águas do SAB possuem pH entre 5 e 10.

Alguns lugares pontuais com valores extremos tanto para as menores faixas de pH quanto para as maiores faixas, tiveram pequenas variações em amplitude espacial com aumento ou diminuição de suas áreas, porém sem um padrão comportamental definido de acordo com período/ano.

Resultados semelhantes foram encontrados por Marques e Lima (2017) ao avaliarem a variação espacial do parâmetro pH no Aquífero Bauru. Os autores observaram que as regiões de valores máximos e mínimos mantiveram certa constância entre os períodos apresentando apenas algumas alterações pontuais possivelmente relacionadas às atividades locais. A faixa de valores encontrada por eles foi de pH entre 5 e 9,4. Os autores ressaltam ainda que os maiores valores de pH podem ser associados tanto a fontes naturais ou contaminações atmosféricas.

As faixas de valores extremos para o pH foram analisadas a fim de se classificar de uma forma geral as características da água quanto a acidez e alcalinidade para o SAB nos diferentes anos de estudo.

As maiores áreas de classe de pH para 2016-1 foram correspondentes aos valores de 7 a 8 (44.181,48km²), as menores áreas ficaram representadas pela faixa de 9 a 10 (1.774,32 km²). Em 2016-2 o padrão se repetiu com aproximadamente 45.242,5 km² para valores de pH variando de 7 a 8, e 1.466,12 km² para 9 a 10. A classificação predominante no SAB para o ano foi de águas moderadamente alcalinas em todos os períodos.

Em 2017-1, a classe de maior área correspondeu a valores de pH entre 6 e 7 com 45.633,26 km², e 1.803,12 km² para as faixas de 9 a 10, correspondente as menores áreas encontradas no período. Em 2017-2 a faixa de valores de 7 a 8 voltou a ocupar a maior extensão territorial (49.760,32 km²), as menores áreas correspondentes aos valores de 9 a 10 ocuparam aproximadamente 1.101,68 km² no segundo período de 2017. A classificação predominante no SAB para o ano foi de águas moderadamente ácidas no primeiro período e moderadamente alcalinas no segundo.

No ano de 2018, o primeiro período foi caracterizado por maiores áreas de pH variando entre 7 a 8 (50.490,72 km²), e a faixa de 9 a 10 novamente correspondeu as menores amplitudes espaciais com aproximadamente (590,8 km²). Em 2018-2 esse padrão se repetiu, com área correspondente a 47.639,06 km² para a faixa de 7 a 8 e 1.522,72 km² para a faixa de 9 a 10. A classificação predominante no SAB para o ano foi de águas moderadamente alcalinas nos dois períodos.

A recomendação da legislação é de que, no sistema de distribuição, o pH da água seja mantido na faixa de 6,0 a 9,5 (Brasil, 2011; Brasil, 2021). Porém, vale ressaltar que valores de pH muito altos ou muito baixos podem ser um indicativo de contaminação (Rodrigues *et al.*, 2020).

5.3.1.8 Nitrato

A Figura 30 apresenta os mapas gerados por meio de krigagem para as estimativas de concentrações do Nitrato no SAB. Os valores variaram entre 0 e 20 mg/L. Todos os anos e períodos apresentaram uma alta concentração para o parâmetro Nitrato uma vez que o VMP para ele é de 10 mg/L.

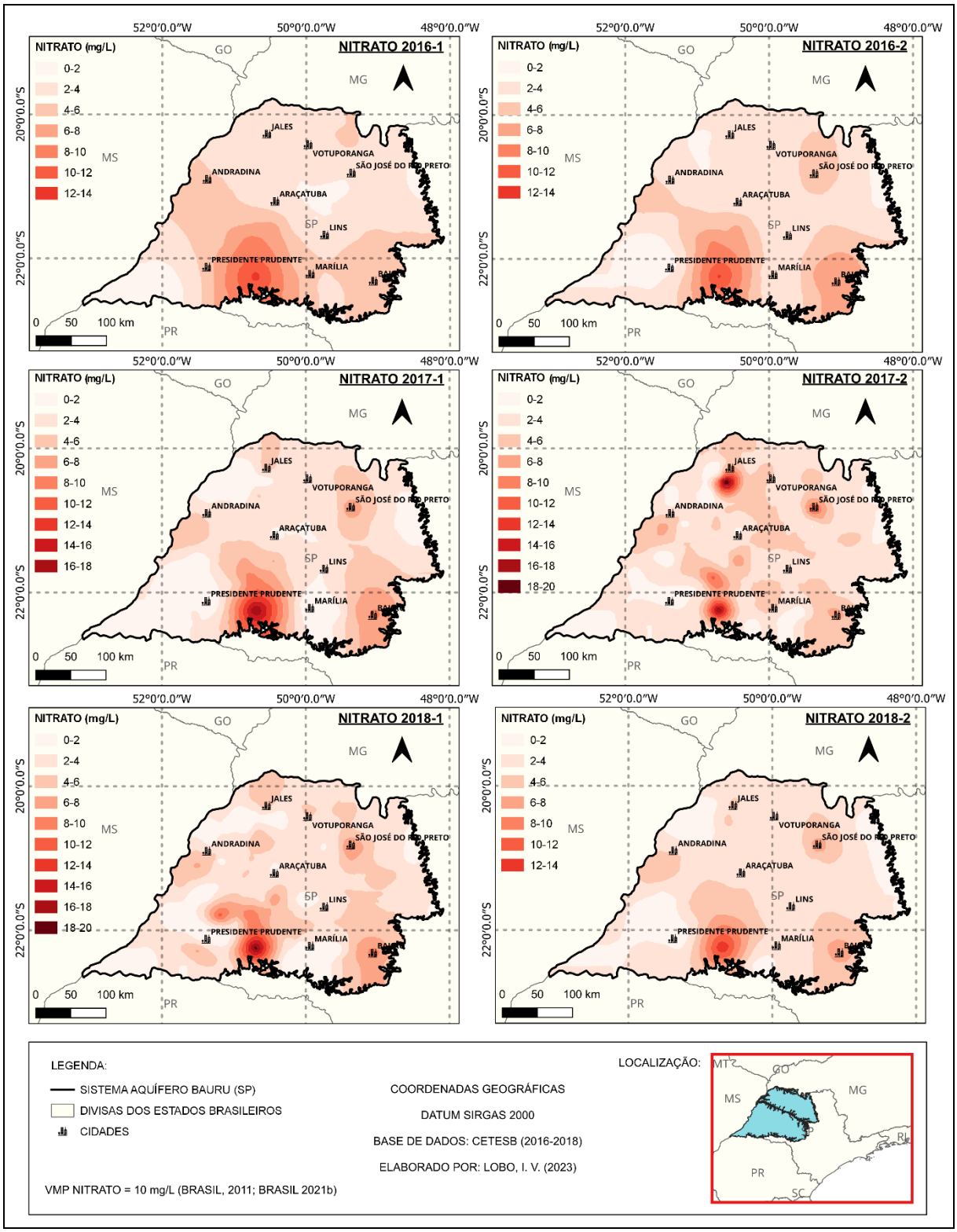
Em 2016-1 as maiores concentrações observadas de Nitrato no SAB estavam entre 10 mg/L e 14 mg/L, na região de Quatá e Rancharia (Próximas a Presidente Prudente) ocupando uma área equivalente a 2.112,30 km². Em 2016-2 essas mesmas concentrações permaneceram nos locais anteriormente observados, porém em menor área (1.053,86 km²).

Em 2017-1 valores acima do VMP para o Nitrato continuaram a aparecer na região de Quatá e aumentaram o intervalo de concentrações em relação ao ano anterior variando entre 10 mg/L e 18 mg/L com área de aproximadamente 2.775,36 km². Em 2017-2 as concentrações de Nitrato tornaram a aumentar figurando uma faixa de 10 mg/L a 20 mg/L na região de Quatá, e apareceram em novas localidades como na região de Pontalinda, Jales e Dirce Reis (10 mg/L e 20 mg/L) e em Parapuã e São José do Rio Preto com valores entre 10 mg/L e 12 mg/L, apesar desses novos locais a área compreendida para esses valores de concentrações foi menor que no período anterior do mesmo ano totalizando 1.357,50 km².

Em 2018-1 a faixa de valores para o Nitrato permaneceu entre 10 e 20 mg/L nas localidades de Quatá, e em Mariápolis (próximo a Flórida Paulista) com concentrações de 10 a 12 mg/L, totalizando uma área de 1.466,42 km². Em 2018-2 os

valores acima do VMP voltaram a aparecer apenas na região de Quatá, com uma área de aproximadamente 979,60 km² e concentrações de 10 mg/L a 14 mg/L.

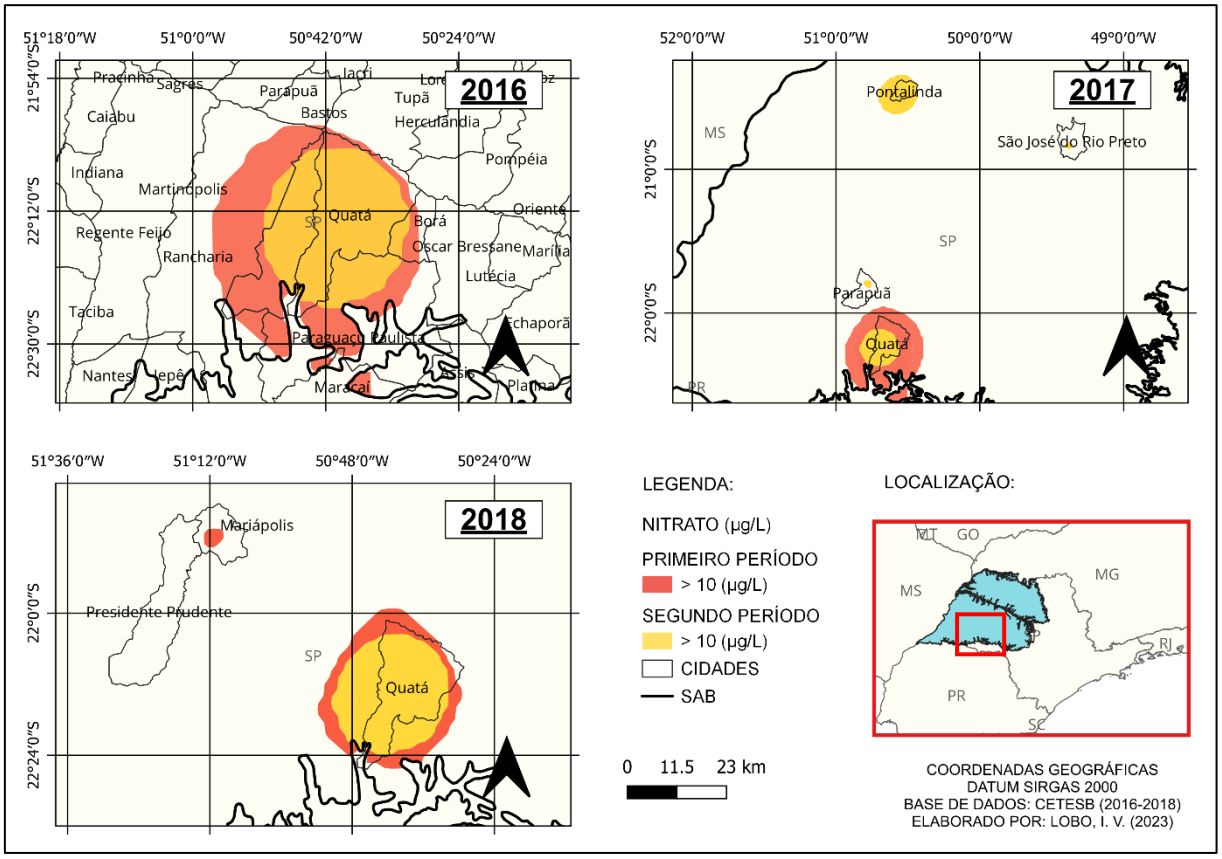
Figura 30 – Mapas de concentrações de Nitrato (mg/L) para os anos de 2016 a 2018.



Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

A Figura 31 ilustra as variações de área acima do VMP para o Nitrato nos diferentes anos e período de Estudo.

Figura 31 – Variações de área para valores de Nitrato acima do VMP (10 mg/L) durante o período durante o período chuvoso (primeiro período) e seco (segundo período) de 2016 a 2018.



Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Ao analisarmos as áreas correspondentes aos valores acima do VMP com os mapas de chuva mensal para os meses de coleta das regiões em que eles estão presentes, percebemos que essa característica de redução da amplitude espacial do parâmetro nitrato no segundo período está relacionada a diminuição dos intervalos de valores para a chuva mensal nesses locais. Quatá teve como meses de coleta março e setembro em 2016, e abril e outubro em 2017 e 2018. Pontalinda teve como mês de coleta março e setembro para todos os anos, assim como São José do Rio Preto. Mariápolis teve março e setembro como mês de coleta para 2016 e 2017, já para 2018 as coletas foram realizadas em abril e outubro.

Santana, Vicentini e Cuba (2012) identificaram em amostras de água subterrânea na região de Presidente Prudente, região de Mariápolis, valores de até três vezes mais que o VMP para o parâmetro Nitrato. Para essa mesma localidade Godoy *et al.* (2004) identificou como fontes de contaminação por Nitrato vazamento de esgoto, lixiviação de fossas e a lixiviação de depósitos de resíduos sólidos. Varnier *et al.* (2010) também sugerem que essa contaminação está relacionada aos sistemas de esgotamento sanitário, fossas antigas e vazamentos na rede coletora de esgotos da região. Logo, a presença dessas altas concentrações podem estar diretamente relacionada ao crescimento urbano, como apontado por Stradioto *et al.* (2019), além do uso de fertilizantes contendo nitrato de amônio em áreas agrícolas, conforme mencionado por Wang *et al.* (2016).

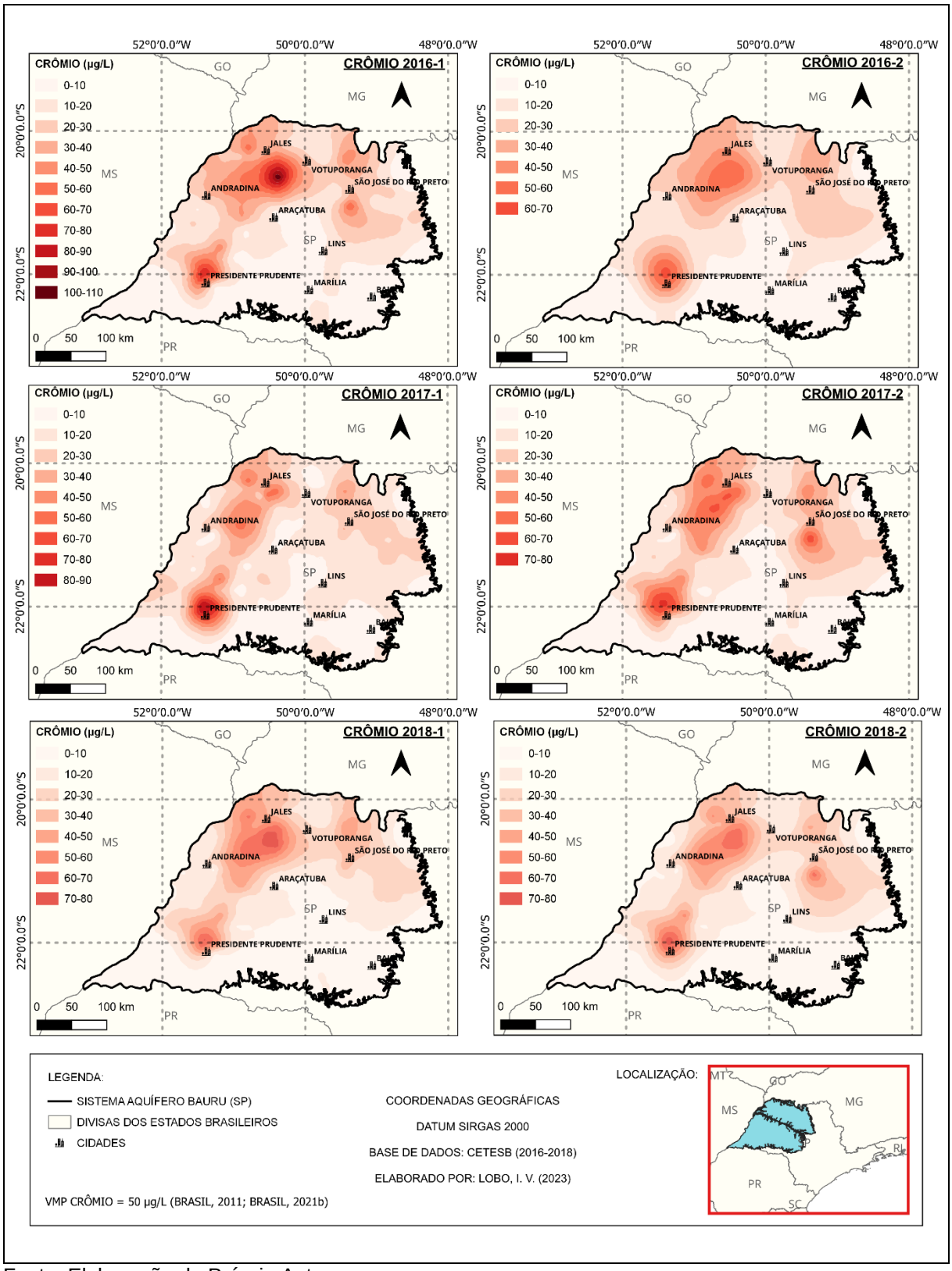
5.3.1.9 Crômio

A Figura 32 mostra as áreas com concentrações de Crômio Total no SAB. As concentrações de Crômio variaram entre 0 µg/L a 110 µg/L em 2016-1, apresentando uma das maiores amplitudes nos valores de concentrações analisados, em 2016-2 o parâmetro passa a apresentar concentrações entre 0 µg/L a 70 µg/L. No ano de 2017, o primeiro período teve concentrações de crômio em um intervalo de valores de 0 µg/L e 90 µg/L, a partir desse ano as concentrações de Crômio no SAB passaram a apresentar um intervalo de valores entre 0 µg/L a 80 µg/L.

Nota-se que em todos os anos e períodos as concentrações de Crômio no SAB ultrapassaram o VMP (50 µg/L). Os locais de ocorrência ficaram situados pontualmente nas regiões de Presidente Prudente, General Salgado, Guzolândia, Pereira Barreto, Potirendaba e São José do Rio Preto. A região de General salgado apresentou os maiores valores encontrados para o parâmetro. Elevadas concentrações de Crômio estão associadas a diversos problemas de saúde, incluindo carcinogenicidade (Pavesi; Moreira, 2020).

As áreas identificadas com concentrações impróprias de Crômio Total, coincidem com as áreas relatadas por Lemos *et al.* (2002) e Lima *et al.* (2020). O que sugere a presença de água contaminada por Crômio na região ao longo de vários anos, e que valida também os resultados da krigagem e estimativas de valores para o Crômio no presente estudo.

Figura 32 – Mapas de concentrações de Crômio (µg/L) para os anos de 2016 a 2018 durante o primeiro e segundo período.

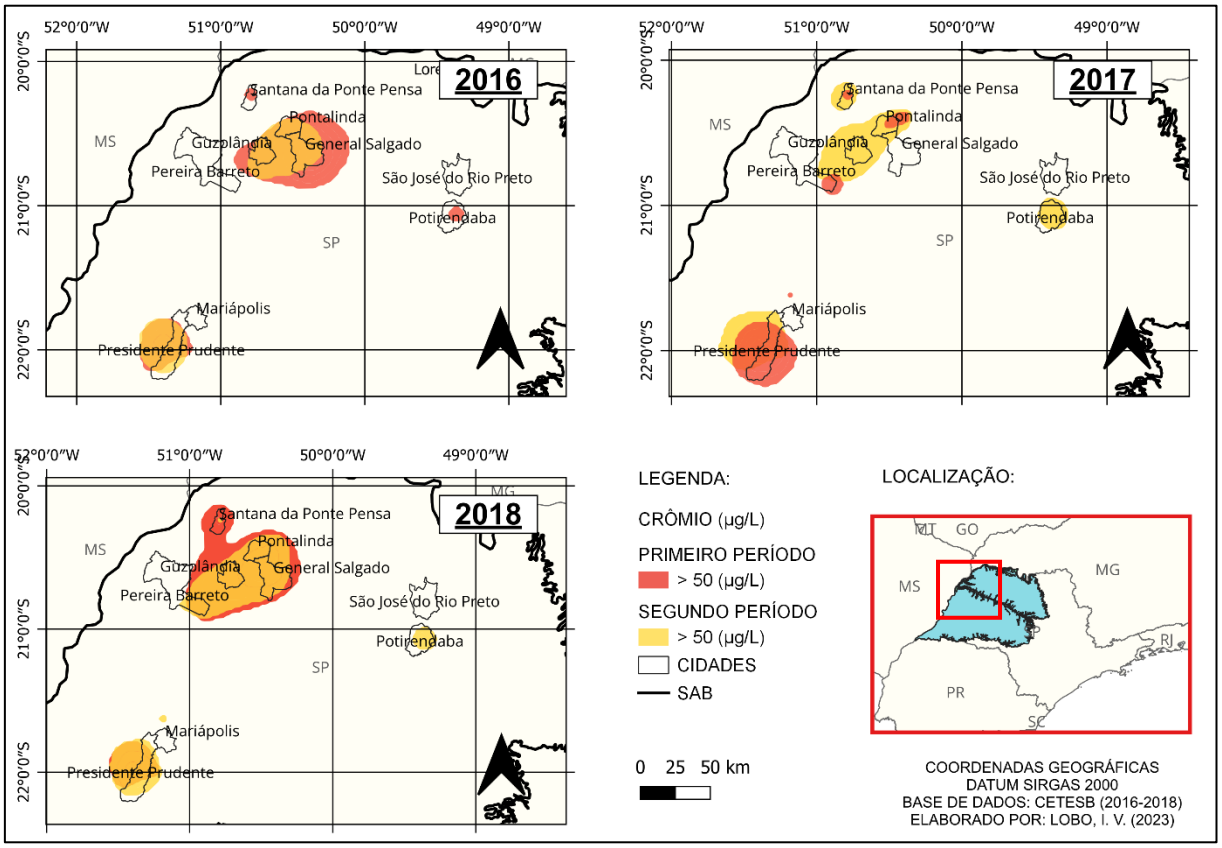


Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

As altas concentrações de Crômio podem ser associadas a influências naturais, conforme apontado por Bertolo *et al.* (2011a) e Bertolo *et al.* (2011b), e por atividades antrópicas como as contaminações provenientes por esgoto doméstico, escoamento de águas residuais e curtimento mineral do couro (Uechi; Gabas; Lastoria, 2016; Tirkey *et al.*, 2017; Ponsadailakshmi *et al.*, 2018).

Ao avaliar espacialmente as variações de concentrações de Crômio acima do VMP ao longo dos anos, foi observada uma redução na amplitude espacial dessas concentrações durante o período seco (segundo período) como nos anos 2016 e 2018, conforme ilustra a Figura 33.

Figura 33 – Variações de área para valores de Crômio acima do VMP (50 µg/L) durante o período durante o período chuvoso (primeiro período) e seco (segundo período) de 2016 a 2018.



Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Analisando as variações em área por ano, e comparando com os mapas de chuva mensal gerados para o período de coleta, e até dois meses anteriores a ele, percebemos que essa variação está possivelmente relacionada a sazonalidade de

forma diretamente proporcional, uma vez que em períodos com maiores valores de chuva mensal essas áreas se apresentam maiores e em períodos de menores valores de chuva mensal essas áreas tendem a reduzir.

Os meses de coleta para as cidades figuraram entre março e abril para o primeiro período, e setembro e outubro no segundo período. Em 2016-1 os valores de chuva mensal para esses locais apresentaram variações entre 25 mm e 300 mm e área acima do VMP com abrangência de 4.779,68 km². Em 2016-2 a chuva mensal ficou entre 0 mm e 150 mm, com 2.997,6 km² em áreas acima do VMP no SAB.

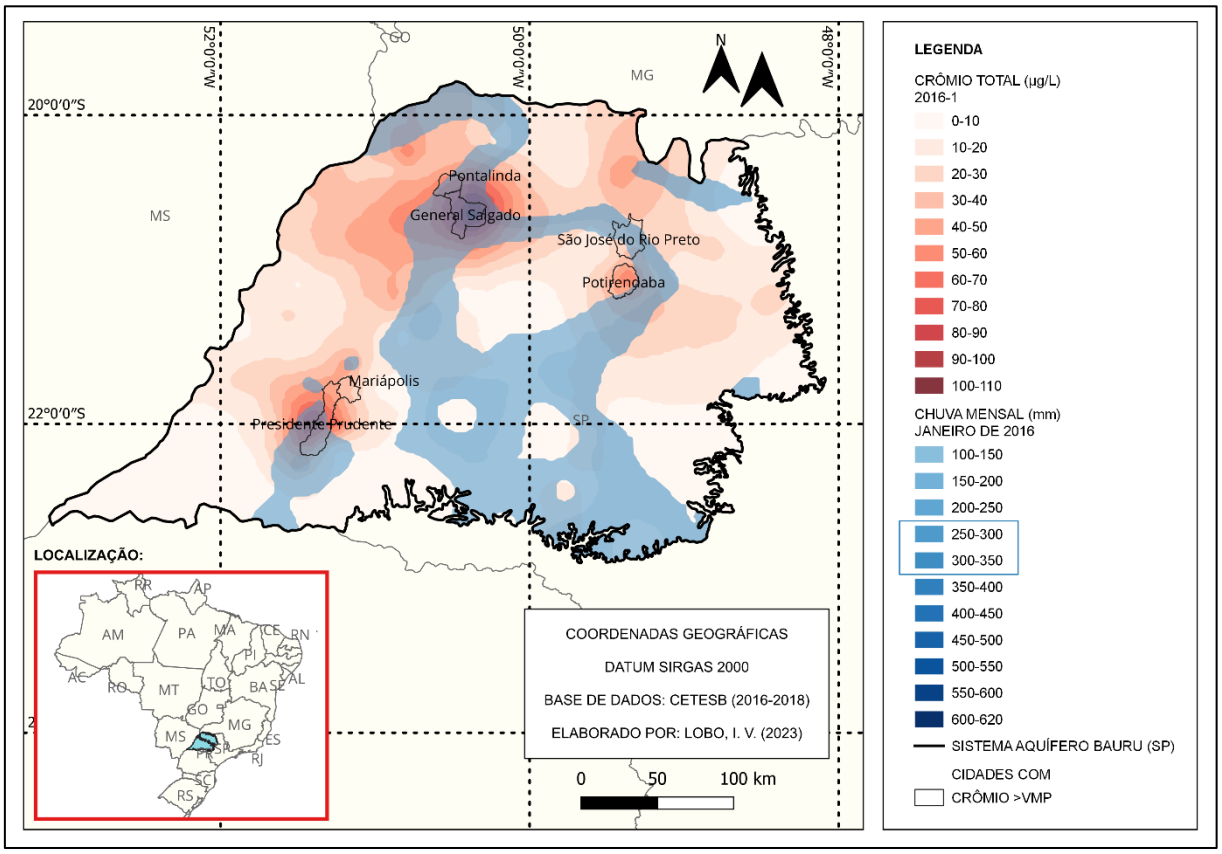
Em 2017-1 os intervalos de chuva mensal ficaram entre 50 mm e 450 mm para o primeiro período e 0 mm a 250 mm para o segundo período. As áreas acima do VMP para esse ano abrangeram 1.702,32 km² para o primeiro período e 4.532,28 km² para o segundo período. Comportamento atípico aos outros anos. O aumento das áreas de Crômio no segundo período de 2017 pode estar relacionado ao mês de outubro que apresentou chuva mensal variando de 100 mm a 250 mm.

Em 2018-1 as áreas acima do VMP para o crômio no SAB compreenderam aproximadamente 5.705,6 km², as chuvas mensais para esse período variaram entre 25 mm e 250 mm. Em 2018-2 esses valores passaram a ser de 4.635,28 km² para a área e 0 mm a 250 mm para chuva mensal, o maior valor do intervalo está situado em Presidente Prudente, o que pode estar relacionado a pouca variação da área no local para o segundo período.

Apesar de 2017 não apresentar comportamento análogo a 2016 e 2018, acredita-se que a sazonalidade possua certa influência nas concentrações de crômio uma vez que outros autores como Lima *et al.* (2020) já haviam observado esse comportamento para o crômio onde, no período chuvoso (verão), o abastecimento do aquífero coincidia com o aumento das áreas com concentrações acima do VMP.

Junto a isso, temos bons exemplos da possível influência da sazonalidade nas concentrações de crômio acima do VMP no SAB, quando comparamos os mapas de chuva mensal para cada período, conforme ilustra a Figura 34.

Figura 34 – Variações de área para valores de Crômio acima do VMP (50 µg/L) durante o período de 2016-1 *vs* chuva mensal para janeiro de 2016.



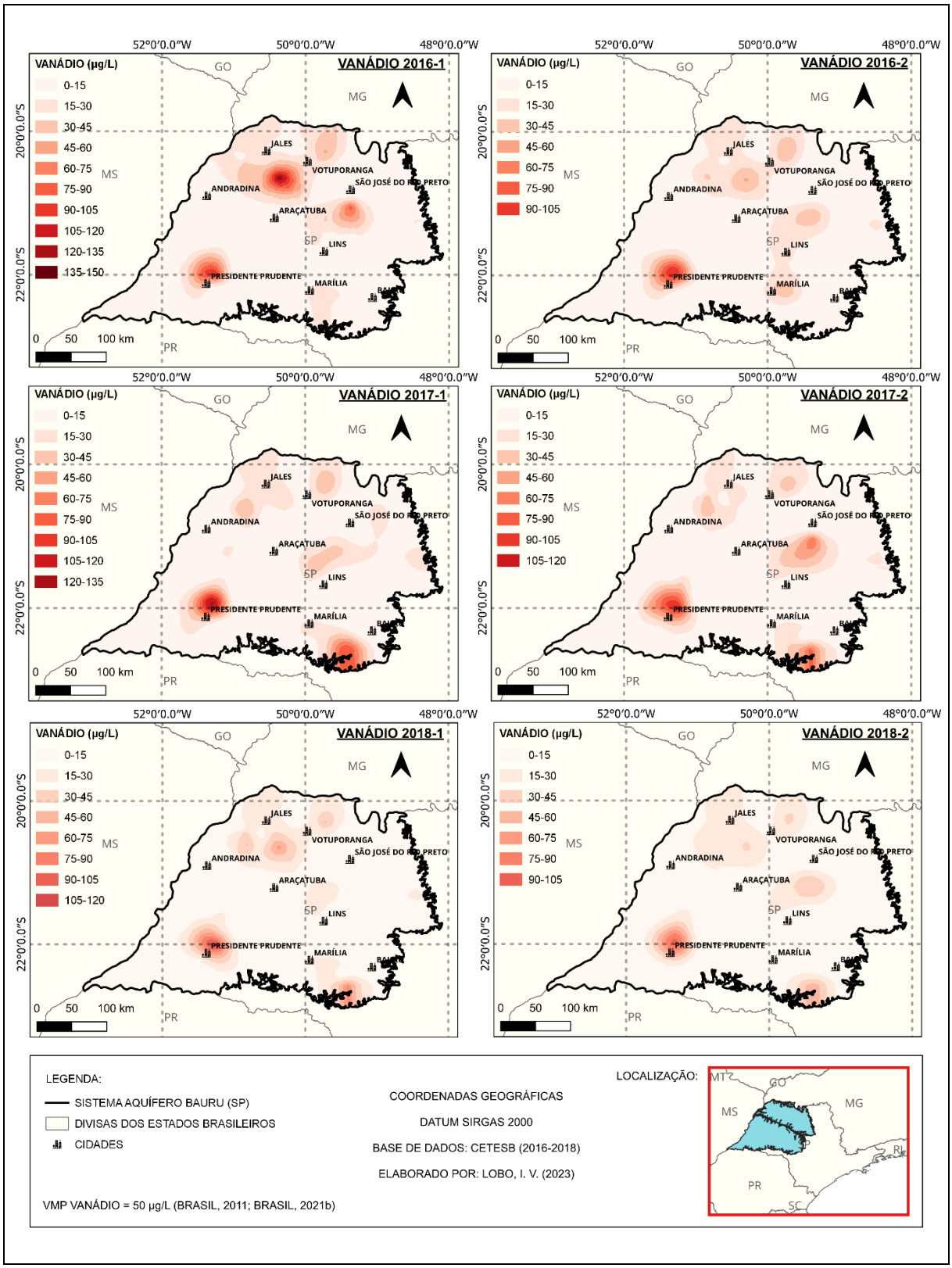
Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

5.3.1.10 Vanádio

As concentrações de Vanádio variaram de 0 µg/L a 150 µg/L durante os anos de 2016 a 2018 (Figura 35). O maior intervalo de concentrações observados foi em 2016-1 com valores variando de 135 µg/L a 150 µg/L. Considerando que o VMP para o Vanádio é de 50 µg/L, temos que em todos os anos de estudo o SAB apresentou algum local com concentrações impróprias. Conforme apontado por Fatola *et al.* (2019), altas concentrações desta substância têm sido associadas a déficits neurocomportamentais e doenças neurodegenerativas quando ingerida.

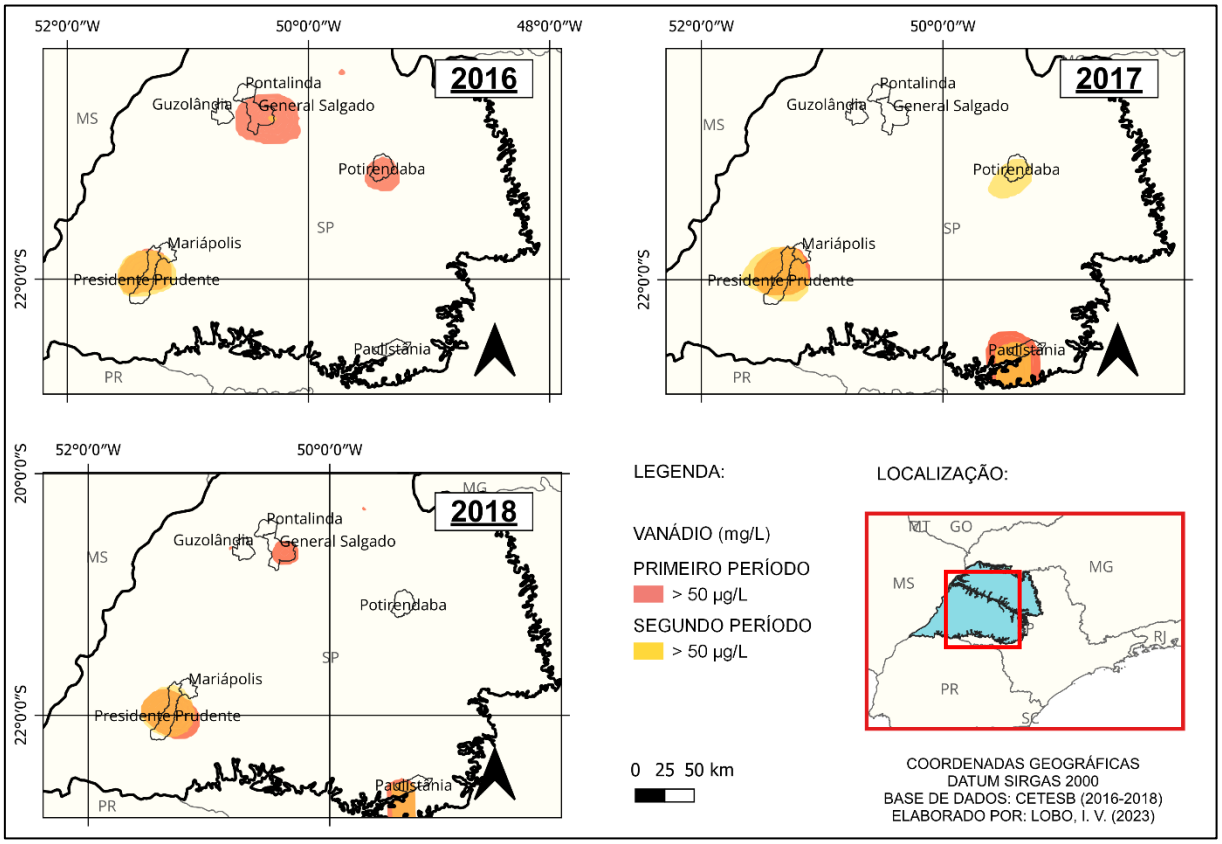
As áreas com VMP acima do máximo permitido para o Vanádio encontram-se nas regiões de Paulistânia, General Salgado, Potirendaba e Presidente Prudente. Ao observar o comportamento por período em cada ano, notamos uma inclinação na redução da amplitude espacial das concentrações impróprias para o Vanádio no segundo período de 2016 e 2018. A Figura 36 ilustra esse comportamento.

Figura 35 – Mapas de concentrações de Vanádio (µg/L) para os anos de 2016 a 2018 durante o primeiro e segundo período.



Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Figura 36 – Variações de área para valores de Vanádio acima do VMP (50 µg/L) durante o período durante o período chuvoso (primeiro período) e seco (segundo período) de 2016 a 2018.



Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

No ano de 2016, o primeiro período apresentou aproximadamente 5.078,78 km² de área acima do VMP para o Vanádio. Em 2016-2 esse valor passou a ser 2.491,90 km². Em 2017-1 as áreas impróprias para consumo possuíam uma extensão de 4.337,62 km², já em 2017-2 essas áreas passaram a ter aproximadamente 5.100,04 km². Para o ano/período de 2018-1 cerca de 4.696,36 km² do SAB apresentava concentrações de Vanádio acima do VMP. Em 2018-2 esse valor passou a ser 3.417,16 km².

Comparando os valores de chuva mensal para os períodos de coleta dos locais com Vanádio acima do VMP, temos um padrão de estações bem definidas, exceto para os meses de outubro, que em 2017-2 por exemplo, apresentou chuva mensal variando entre 100 mm e 250 mm, o que pode explicar o comportamento desse ano/período em que, assim como o Crômio, houve um aumento das áreas ocupadas por maiores concentrações de Vanádio.

De um modo geral, as chuvas mensais variaram da seguinte forma: Em 2016-1 apresentaram um intervalo de 25 mm a 350 mm. Em 2016-2 os valores passaram a variar entre 1 mm e 150 mm. Em 2017-1 a chuva mensal apresentou valores de 50 mm a 350 mm, e em 2017-2 ela variou entre 0 mm e 250 mm. No ano de 2018, o primeiro período apresentou chuvas mensais de 10 mm a 350 mm, enquanto no segundo período os valores passaram a ser 0 mm a 250 mm. O valor de 250 mm para 2018-2 foi observado no mês de outubro, próximo a região de Presidente Prudente, podendo estar relacionado as baixas variações de área para o Vanádio no Local.

As áreas com concentração imprópria de Vanádio também se interceptam com as áreas apresentadas por Lima *et al.* (2020) indicando a presença de água imprópria para consumo humano contaminada por Vanádio ao longo dos anos na região de Presidente Prudente.

A ocorrência espacial de alta concentração de Vanádio é muito semelhante à do Crômio Total, sendo que este último tem origem natural no Sistema Aquífero Bauru (SAB). Portanto, é possível relacionar o Vanádio como uma manifestação natural, provavelmente associada a paragênese mineral ou proveniente de áreas fontes de sedimentos e cimentação, como demonstram os estudos de Wright & Belitz (2010), Luengo-Oroz, Bellomo e D'Alessandro (2014) e Liu *et al.* (2018).

Além disso, existem fontes antrópicas relacionadas a diversas atividades econômicas (Chiarelli *et al.*, 2021; Scibior, Wnuk, Golebiowska, 2021). No setor industrial, o Vanádio desempenha um papel importante na metalurgia, sendo utilizado no processo de fabricação do aço e de ligas não ferrosas, bem como na indústria química e na produção de baterias (Lee *et al.*, 2021).

5.3.2 Chuva mensal

As Figuras de 37 a 42 apresentam os mapas gerados com as estimativas de chuva mensal analisadas nos anos de 2016, 2017 e 2018 para a área do Sistema Aquífero Bauru.

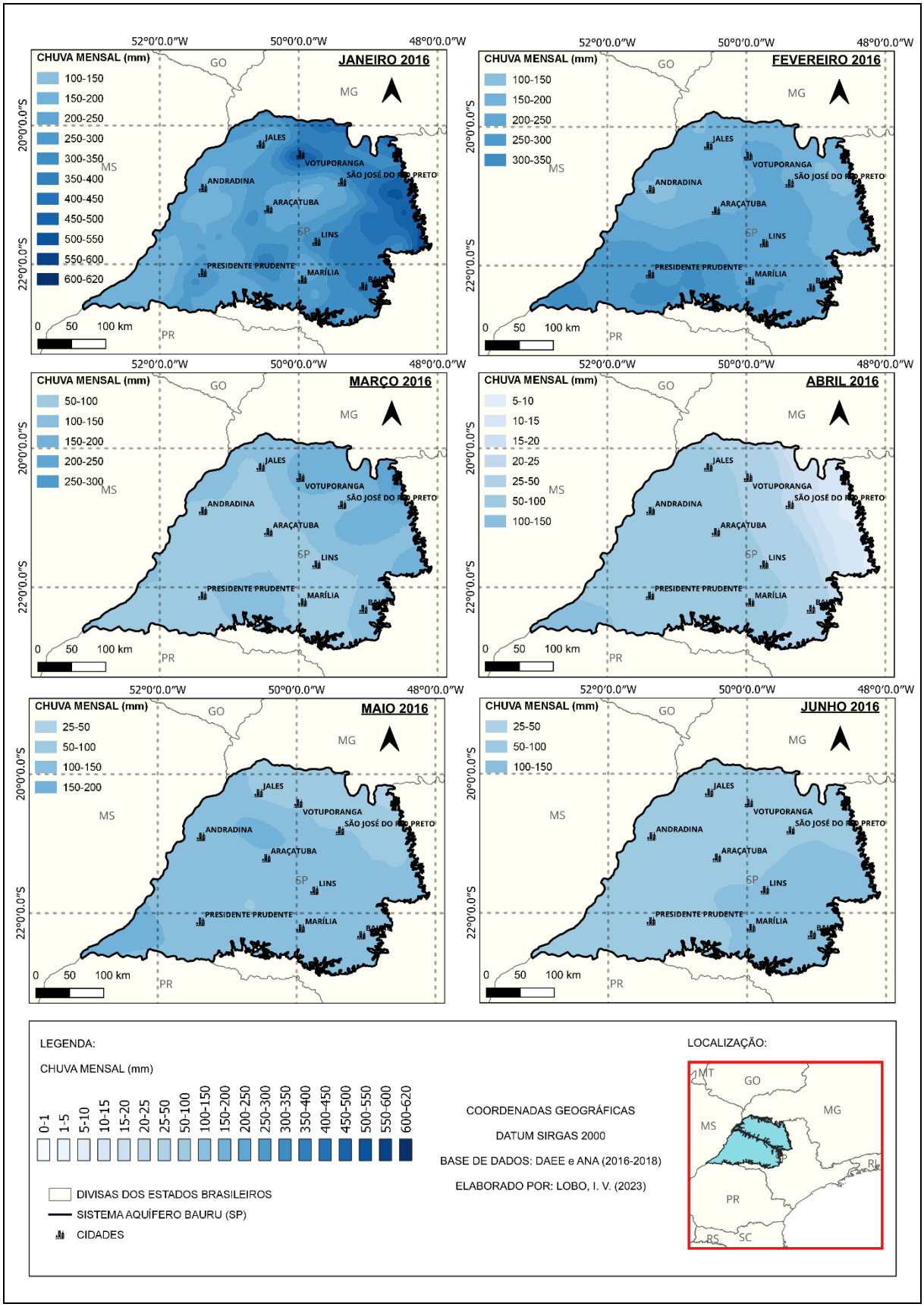
Em 2016 a chuva mensal no SAB variou entre 0 mm a 620 mm, o menor e o maior valor foram observados respectivamente nos meses de julho e janeiro conforme Figuras 34 e 35. De maneira geral as estações do ano foram bem definidas. Os meses de janeiro, fevereiro e março apresentaram as maiores pluviometrias do ano no primeiro semestre variando entre 50 mm e 620 mm, em abril os intervalos de valores

começaram a diminuir, tendo julho como o mês de menores valores de precipitação do ano (0 mm a 25 mm), setembro também apresentou valores menores em relação aos outros meses com intervalo variando entre 5 mm e 100 mm, a partir de outubro os valores de chuva mensal voltaram a aumentar.

O ano de 2017 apresentou chuva mensal variando entre 0 mm a 500 mm no SAB, o menor valor observado nos mapas foi correspondente ao mês de junho e julho. Ressalta-se que o mês de julho foi considerado um mês sem chuvas devido ao seu baixo valor médio. O maior intervalo de chuva mensal ficou para janeiro com variações de 140 mm a 500 mm, o mês de setembro também apresentou valores menores para chuva mensal com intervalo de 1 mm a 20 mm. Em contrapartida, no segundo período, o mês de outubro apresentou características de alta pluviosidade no SAB com intervalo variando de 50 mm a 300 mm, valores maiores do que os apresentados nos meses de fevereiro e março.

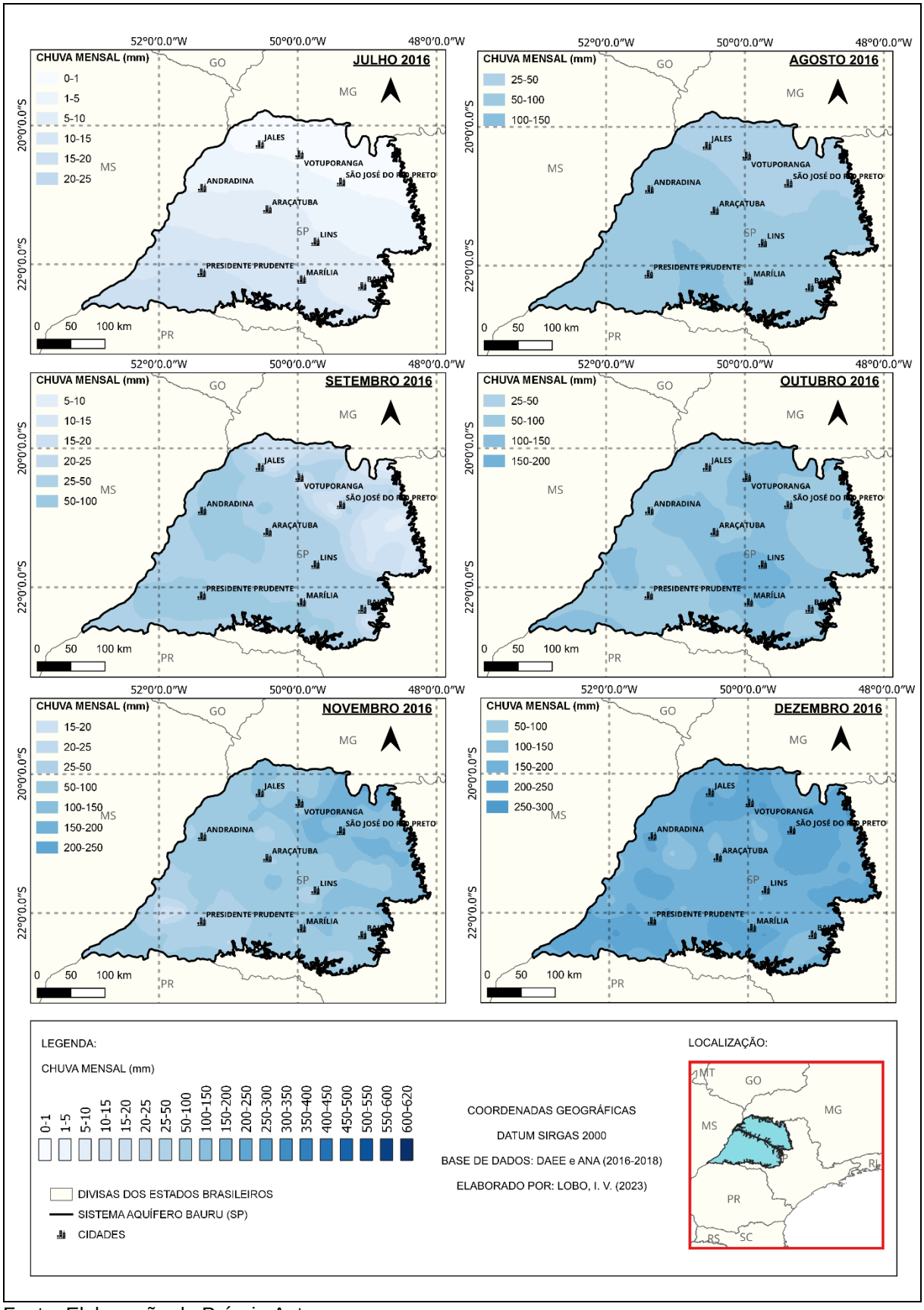
O ano de 2018 também demonstrou intervalos de chuva mensal entre os valores de 0 mm e 500 mm. As maiores chuvas foram encontradas no mês de janeiro (150 mm a 500 mm), e os menores valores para julho (0 mm a 10 mm). O ano também apresentou menores intervalos de chuva mensal nos meses de abril (10 mm a 100 mm), maio (1 mm a 50 mm) e junho (0 mm a 50 mm) quando comparado a 2016 e 2017. Assim como 2017, o ano de 2018 apresentou intervalos de chuva mensal com maiores valores para o mês de outubro que exibiu um intervalo entre 100 mm e 350 mm para o segundo período, superando os meses de março e abril.

Figura 37 – Mapas de chuva mensal para os meses de janeiro a junho de 2016.



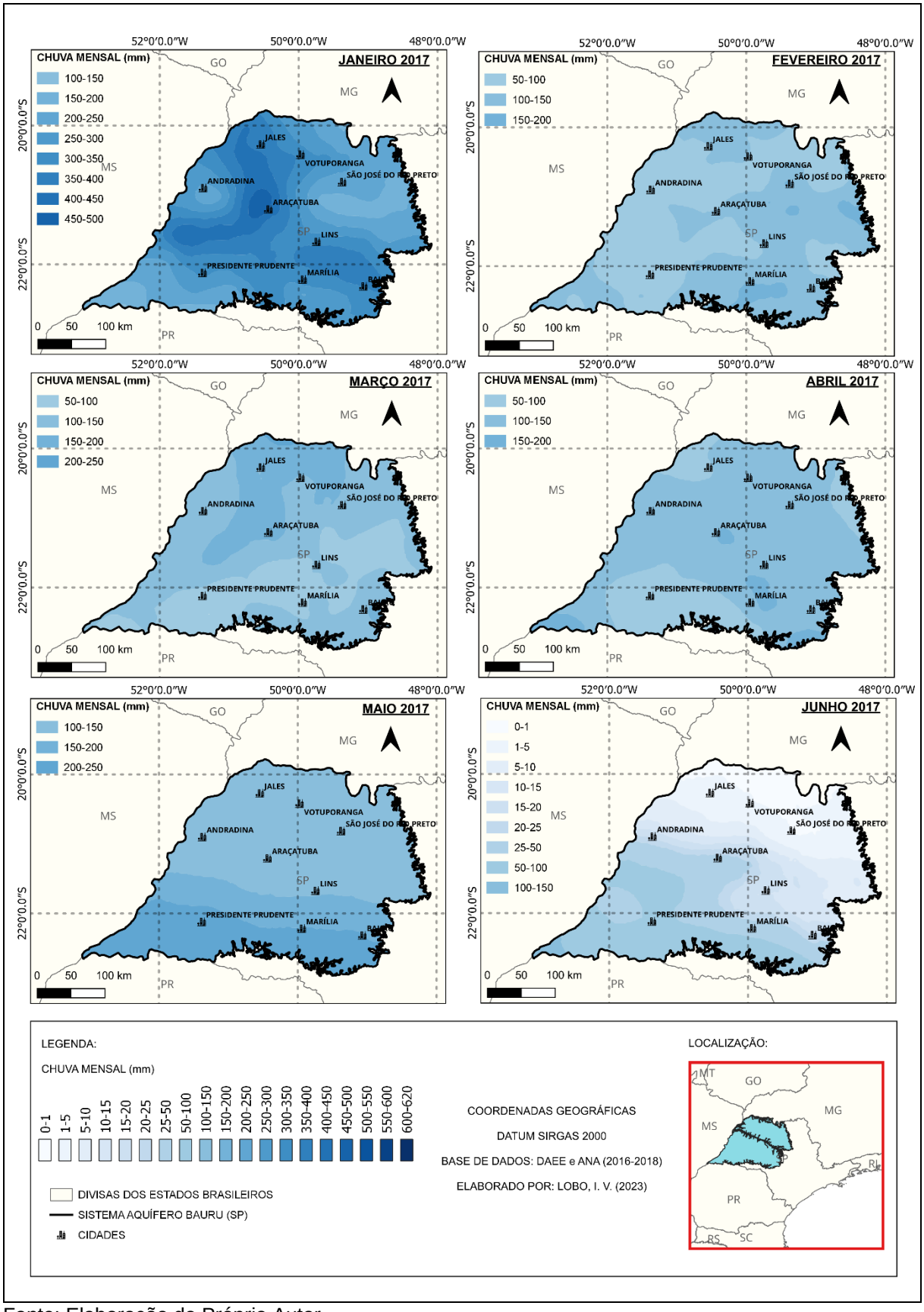
Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Figura 38 – Mapas de chuva mensal para os meses de julho a dezembro de 2016.



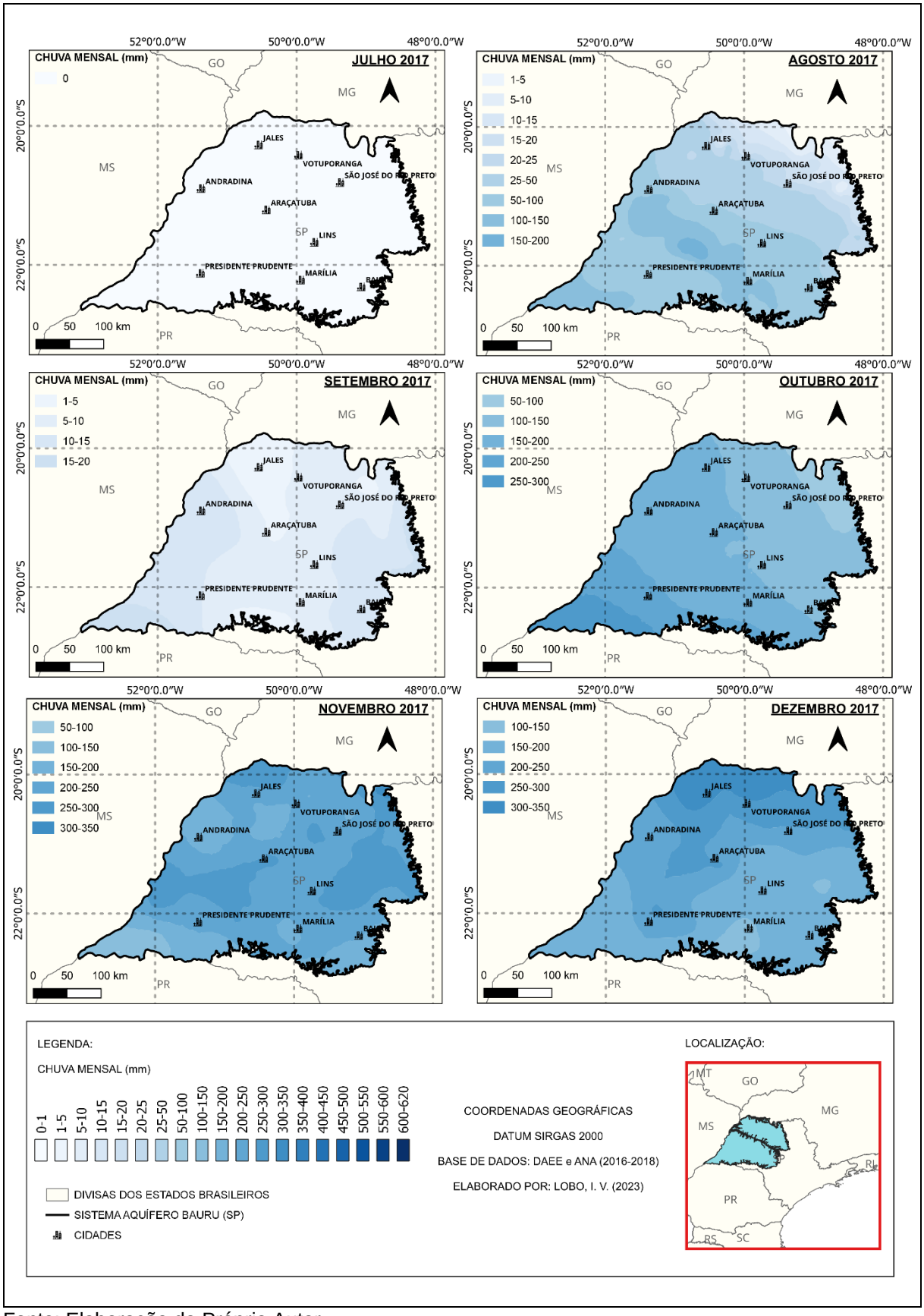
Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Figura 39 – Mapas de chuva mensal para os meses de janeiro a junho de 2017.



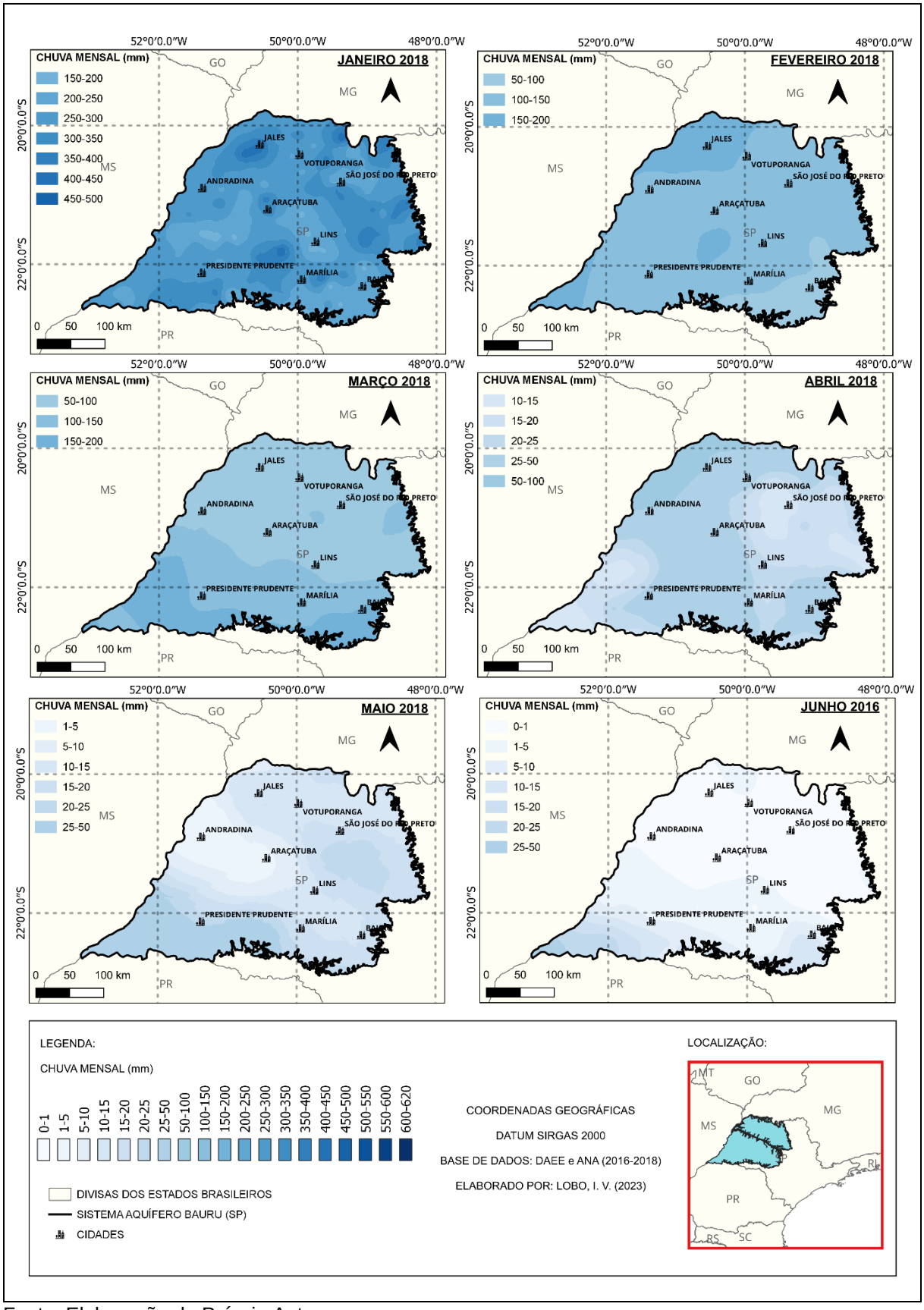
Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Figura 40 – Mapas de chuva mensal para os meses de julho a dezembro de 2017.



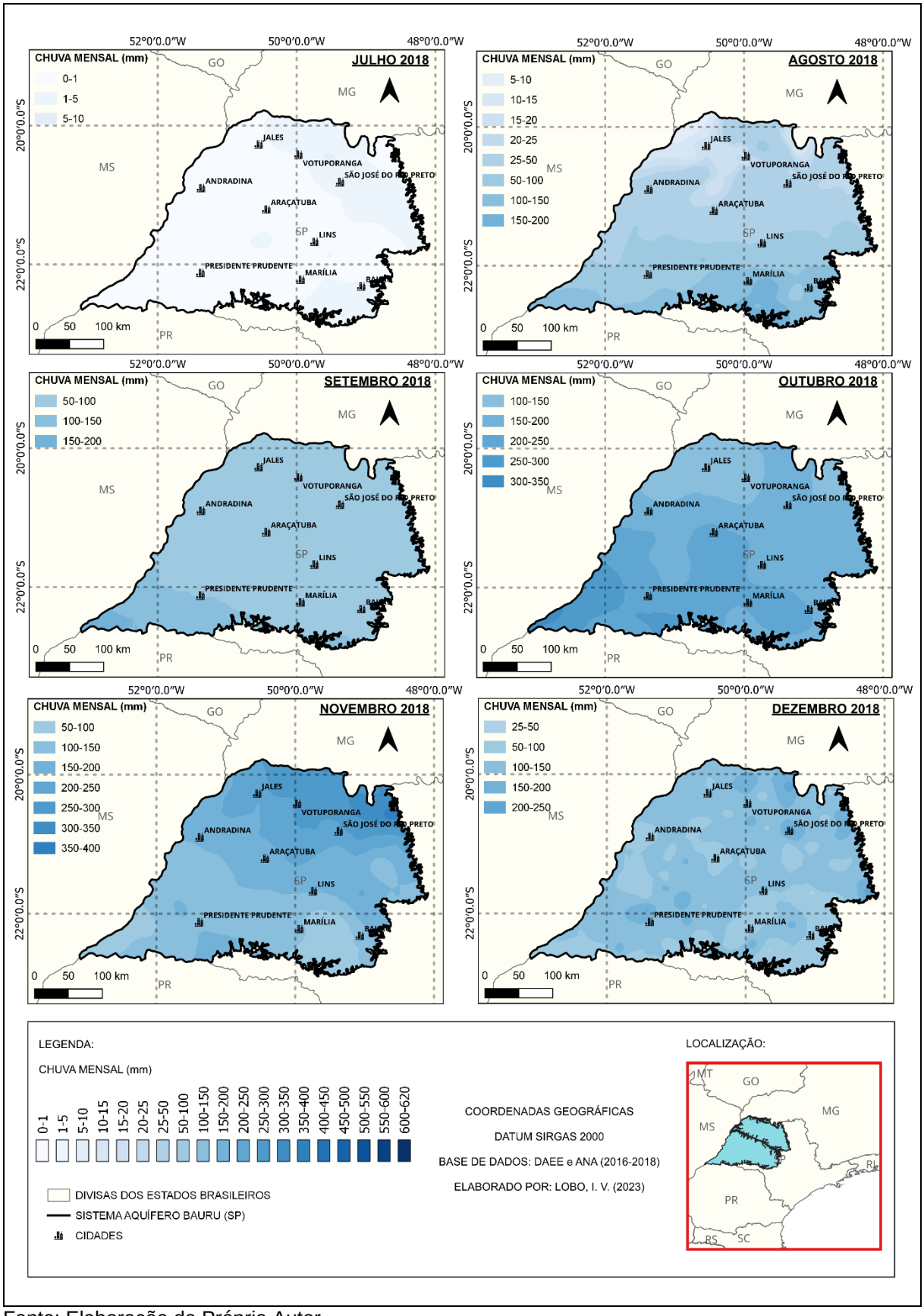
Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Figura 41 – Mapas de chuva mensal para os meses de janeiro a junho de 2018.



Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Figura 42 – Mapas de chuva mensal para os meses de julho a dezembro de 2018.



Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

5.4 ANÁLISE DE CORRELAÇÕES E AJUSTES DE TENDÊNCIA

5.4.1 Parâmetros de Qualidade da Água x Parâmetros de Qualidade da Água

A matriz de correlação de Pearson apresentada nas Tabelas 8 e 9 possibilita discernir, por meio de abordagens matemáticas, a extensão da influência ou semelhança no comportamento entre os atributos, examinando se, à medida que um atributo sofre alterações, o outro também apresenta um padrão linear e previsível (Costa *et al.*, 2020b).

Atendendo a esses critérios, foram observadas correlações positivas entre os parâmetros Bário e Dureza, Cloreto e Sólidos Totais Dissolvidos, Cloreto e Nitrato, Condutividade Elétrica e Sólidos Totais Dissolvidos, Condutividade Elétrica e Dureza, Crômio e pH, Crômio e Vanádio, Dureza e Sólidos Totais Dissolvidos, Vanádio e pH.

A correlação identificada entre o Bário e a Dureza apresentam os maiores valores de coeficiente de correlação de 0,56 no verão e 0,55 no inverno, esse comportamento também foi observado por outros autores no SAB. Marques (2018) encontrou um coeficiente de correlação de 0,51 para esses parâmetros no SAB entre os anos de 2010 a 2012.

Voltera (2022) encontrou correlação entre o Bário e a Dureza no SAB para o ano de 2015 tanto no período seco como no período chuvoso com coeficientes de correlação iguais a 0,573 (primeiro semestre) 0,624 (segundo semestre). A correlação entre esses parâmetros pode estar associada ao fato de que a Dureza, por definição, diz respeito à quantidade global de íons alcalino-terrosos presentes na água, destacando principalmente o Cálcio e o Magnésio, além de metais bivalentes em menor proporção, como Ferro, Manganês, Cobre e Bário (Soffa *et al.*, 2020).

Tabela 8 – Matriz de correlação entre os parâmetros de qualidade da água no Sistema Aquífero Bauru para o verão: coleta da Água (Março 2016, Março 2017, Março 2018).

Atrib.	*Al 16*	*Al 17*	*Al 18*	*Ba 16*	*Ba 17*	*Ba 18*	*CE 16*	*CE 17*	*CE 18*	*Cl 16*	*Cl 17*	*Cl 18*	*Cr 16*	*Cr 17*	*Cr 18*	*Du 16*	*Du 17*	*Du 18*	*N 16*	*N 17*	*N 18*	*pH 16*	*pH 17*	*pH 18*	*SD 16*	*SD 17*	*SD 18*
Ba 16	-0,30																										
Ba 17		-0,14																									
Ba 18			-0,17																								
CE 16	0,13			0,38																							
CE 17		0,16			0,40																						
CE 18			-0,02			0,45																					
Cl 16	-0,20			0,51			0,47																				
Cl 17		0,06			0,29			0,44																			
Cl 18			-0,18			0,34			0,54																		
Cr 16	0,34			-0,31			0,28			-0,23																	
Cr 17		0,10			-0,27			0,25			-0,15																
Cr 18			0,02			-0,24			0,26			0,00															
Du 16	-0,41			**0,52**			**0,80**			0,39			-0,04														
Du 17		-0,26			**0,56**			**0,80**			0,40			-0,05													
Du 18			-0,49			**0,54**			**0,83**			0,46			0,07												
N 16	-0,16			0,55			0,29			**0,58**			-0,14			0,24											
N 17		-0,07			0,32			0,24			**0,71**			-0,20			0,27										
N 18			-0,04			0,36			0,36			**0,71**			-0,11			0,31									
pH 16	0,55			-0,33			0,42			-0,33			**0,58**			0,00			-0,38								
pH 17		0,28			-0,26			0,47			-0,28			**0,54**			0,05			-0,40							
pH 18			0,17			-0,30			0,38			-0,25			**0,56**			0,08			-0,38						
SD 16	-0,03			0,41			**0,83**			**0,59**			0,01			**0,73**			0,40			0,08					
SD 17		0,14			0,37			**0,92**			**0,47**			0,16			**0,75**			0,35			0,30				
SD 18			-0,08			0,48			**0,83**			**0,66**			-0,14			**0,72**			0,50			-0,13			
Va 16	0,59			-0,36			0,10			-0,19			**0,73**			-0,36			-0,21			**0,72**			-0,07		
Va 17		0,27			-0,35			0,18			-0,23			**0,60**			-0,34			-0,30			**0,75**			0,07	
Va 18			0,32			-0,33			0,17			-0,18			**0,54**			-0,28			-0,29			**0,71**			-0,06

Atrib. = Atributos. Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Tabela 9 – Matriz de correlação entre os parâmetros de qualidade da água no Sistema Aquífero Bauru para o inverno: coleta da Água (setembro 2016, setembro 2017, setembro 2018).

Atrib.	*Al16*	*Al17*	*Al18*	*Ba16*	*Ba17*	*Ba18*	*CE16*	*CE17*	*CE18*	*Cl16*	*Cl17*	*Cl18*	*Cr16*	*Cr17*	*Cr18*	*Du16*	*Du17*	*Du18*	*N16*	*N17*	*N18*	*pH16*	*pH17*	*pH18*	*SD16*	*SD17*	*SD18*
Ba16	0,13																										
Ba17		-0,22																									
Ba18			-0,16																								
CE16	0,17			0,40																							
CE17		0,03			0,45																						
CE18			0,09			0,40																					
Cl16	0,01			0,43			0,49																				
Cl17		-0,23			0,35			0,47																			
Cl18			0,11			0,31			0,48																		
Cr16	-0,01			-0,30			0,26			-0,07																	
Cr17		0,08			-0,25			0,24			-0,04																
Cr18			0,18			-0,29			0,27			-0,02															
Du16	0,01			**0,54**			**0,88**			0,38			-0,02														
Du17		-0,30			**0,55**			**0,82**			0,42			0,03													
Du18			-0,49			**0,55**			**0,82**			0,42			0,02												
N16	0,22			0,44			0,29			**0,69**			-0,20			0,25											
N17		-0,21			0,39			0,33			**0,65**			-0,03			0,30										
N18			0,10			0,36			0,32			**0,69**			-0,14			0,29									
pH16	0,13			-0,33			0,41			-0,25			**0,55**			0,09			-0,44								
pH17		0,34			-0,27			0,45			-0,27			**0,50**			0,06			-0,33							
pH18			0,20			-0,28			0,49			-0,25			**0,51**			0,10			-0,32						
SD16	0,14			0,40			**0,80**			**0,51**			0,02			**0,70**			0,38			0,06					
SD17		-0,25			0,44			**0,88**			**0,57**			-0,01			**0,78**			0,46			-0,08				
SD18			-0,08			0,43			**0,90**			**0,66**			-0,13			**0,72**			0,49			-0,07			
Va16	0,21			-0,32			0,13			-0,13			**0,61**			-0,24			-0,29			**0,72**			0,11		
Va17		0,36			-0,34			0,18			-0,23			**0,56**			-0,30			-0,28			**0,74**			-0,09	
Va18			0,36			-0,36			0,17			-0,21			**0,57**			-0,32			-0,29			**0,75**			-0,10

Atrib. = Atributos. Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

O Vanádio pode ser considerado um elemento-traço comum na crosta terrestre, com uma concentração média de 100-150 mg/kg, associado a mais de 50 tipos de minerais, incluindo os encontrados em combustíveis fósseis. Durante o intemperismo desses minerais e rochas, o Vanádio é liberado na forma de ânion complexo, possuindo a capacidade de permanecer no solo ou migrar para a hidrosfera (Shuqair, 2002). Interações demonstram que o pH influencia diretamente a distribuição e estabilidade do Vanádio em ambientes aquáticos (Wehrli; Stumm, 1989).

Nesse contexto, foram observadas correlações positivas para o Vanádio e pH em todos os anos e períodos do presente estudo com um coeficiente de correlação variando entre 0,71 e 0,75. Em uma pesquisa realizada com as águas subterrâneas do SAB, Voltera (2022) identificou correlações positivas entre os parâmetros Vanádio e pH, os resultados apresentaram um coeficiente de correlação igual a 0,713 no primeiro semestre de 2015 e 0,729 no segundo semestre do mesmo ano.

Da mesma forma que o Vanádio, o comportamento do Crômio em águas subterrâneas está diretamente relacionado ao pH que influência o estado de valência desse elemento, fenômeno conhecido como especiação, com predomínio da espécie de Crômio trivalente (Cr3+) em ambientes ácidos e a espécie de Crômio hexavalente (Cr6+) em condições alcalinas (Bertolo; Marcolan; Bourotte, 2009).

Em uma pesquisa realizada para investigar as variações de Crômio nas águas subterrâneas da região noroeste do estado de São Paulo, Almodovar (1995) identificou variação nos níveis de Crômio hexavalente em relação ao pH, observando que os teores de Crômio tendem a aumentar à medida que o pH aumenta. Correlações positivas entre o pH e o Crômio, com valores de r iguais a 0,596 e 0,556, no primeiro e segundo semestre de 2015, respectivamente, também foram identificadas no SAB por Voltera (2022).

Apesar de o Crômio geralmente existir na forma trivalente em minerais insolúveis, sua solubilidade aumenta em reações redox, convertendo Cr3+ em Cr6+ na água subterrânea, essa transformação pode afetar a concentração e mobilidade do crômio no meio ambiente (Bertolo; Marcolan; Bourotte, 2009).

Ao conduzir uma análise hidrogeoquímica sobre o Crômio no aquífero Adamantina (parte integrante o Sistema Aquífero Bauru) no município de Urânia-SP, Marcolan (2009) observou uma alta correlação positiva entre os teores de Vanádio e Crômio (coeficiente de correlação = 0,9), sugerindo uma ligação direta entre suas

concentrações o que reforça a ideia de que os parâmetros possuem comportamento geoquímico análogo.

Voltera (2022) identificou correlações positivas em análises de qualidade da água subterrânea no SAB entre o Crômio e o Vanádio com r correspondente ao valor de 0,560, tais correlações também foram identificadas, com r maiores ou iguais que 0,5, nos aquíferos Serra Geral e Guarani.

De acordo com Marcolan (2009) essa associação entre os parâmetros evidencia que os mecanismos que influenciam as concentrações do Crômio são correlatos aos que afetam as concentrações do Vanádio, ambos os elementos compartilham propriedades químicas similares, como números atômicos próximos (Cr=23 e V=24), massas moleculares semelhantes (Cr = 52 e V = 51) e apresentam tendência semelhante na formação de ânions em seus estados oxidados.

Outra correlação positiva observada foi entre os parâmetros Cloreto e Nitrato com maiores valores de r iguais a 0,71 no verão e 0,69 no inverno. Conforme destacado por Marques *et al.* (2019), há uma estreita relação entre nitrato e cloreto.

A correlação identificada entre esses parâmetros sugere que um aumento nos níveis de nitrato está associado a um aumento nos níveis de cloreto, demonstrando uma interdependência entre essas variáveis. Esse comportamento também foi identificado em estudos anteriores no SAB realizado por outros autores como Vicente, Lima e Marques (2018) que encontraram coeficiente de correlação variando entre 0,81 e 0,84 entre esses parâmetros.

Montanheiro e Kiang (2016) encontraram significativa correlação (r maior que 0,9) entre Nitrato e Cloreto no Aquífero Adamantina e associaram a presença desses elementos na água subterrânea à contaminação por meio de atividade humana, indicando uma origem em comum para ambos os parâmetros como por exemplo dejetos humanos e de origem animal.

Conceição *et al.* (2014) analisaram as águas subterrâneas do Aquífero Adamantina, na região de Marília, e obtiveram resultados estatísticos que indicam uma boa correlação entre os íons Cloreto e Nitrato com coeficiente de correlação igual a 0,87, os autores também associam a ocorrência desses íons na água subterrânea a atividades antrópicas exercidas na região.

Moura *et al.* (2015) também encontraram uma boa correlação entre as concentrações de nitrato e cloreto no SAB e associaram a presença dos

contaminantes na água subterrânea a ações antrópicas como a lixiviação de fertilizantes agrícolas durante o período chuvoso.

As demais correlações são mais simples e mais prováveis de serem explicadas, pois os parâmetros estão inter-relacionados. A expectativa de uma correlação positiva e significativa entre a condutividade elétrica e indicadores de aumento na carga iônica na água subterrânea, como cloreto e dureza total, é compreensível (Castro *et al.*, 2014). Essa relação se deve ao fato de que a CE está intrinsecamente relacionada à presença de íons dissolvidos na água, explicando assim a forte associação com parâmetros que refletem a carga iônica.

A condutividade elétrica indica a capacidade da água natural de transmitir a corrente elétrica influenciada pela presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions (Braga *et al.*, 2021), onde os íons predominantes nas águas subterrâneas incluem íons de cálcio (Ca2+), magnésio (Mg2+), sódio (Na+), potássio (K+), sulfato (SO42-), cloreto (Cl-) e bicarbonato (HCO3-), derivados dos principais minerais formadores das rochas como os silicatos, carbonatos, sulfatos e cloretos, que contribuem para a composição natural das águas subterrâneas (Mestrinho, 2005).

Nesse contexto, a maioria dos sólidos totais dissolvidos na água consistem em sais inorgânicos e materiais dissolvidos, onde em ambientes naturais incluem ânions como carbonatos, cloretos, sulfatos e nitratos, além de cátions como sódio, potássio, cálcio e magnésio (Braga *et al.*, 2021).

Gomes e Cavalcante (2017) encontraram correlações positivas com coeficientes de correlação (r) superiores a 0,5 em águas subterrâneas de Fortaleza-CE. Essas correlações foram observadas entre a condutividade elétrica e o cloreto, condutividade elétrica e dureza, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos, assim como entre sólidos totais dissolvidos e dureza, e sólidos totais dissolvidos e cloreto.

No Sistema Aquífero Bauru, Voltera (2022) identificou correlações positivas entre a Condutividade Elétrica e três parâmetros distintos: Sólidos Dissolvidos Totais, Dureza e Cloreto, durante o primeiro e segundo semestre de 2015, com coeficientes de correlação superiores a 0,65. O autor também constatou correlações positivas entre Sólidos Totais Dissolvidos e Dureza, bem como entre Sólidos Totais Dissolvidos e Cloreto.

Esses resultados confirmam os resultados apontados por Marques (2018) ao investigar esses mesmos parâmetros durante os anos de 2010 a 2012 no SAB, o autor encontrou correlações positivas entre Cloreto e Sólidos Totais Dissolvidos, Condutividade Elétrica e Sólidos Totais Dissolvidos, Condutividade Elétrica e Dureza, assim como entre Dureza e Sólidos Totais Dissolvidos, assim como o presente estudo.

As correlações consideradas significativas no presente trabalho, cujo coeficiente de correlação (r) atingiu ou ultrapassou 0,5, foram escolhidas para análises gráficas e ajustes de linha de tendência por meio de regressão linear simples.

Os gráficos de dispersão nas Figuras 40, 41 e 42 representam o comportamento dos parâmetros de qualidade da água subterrânea analisados. Os modelos ajustados aos dados fornecem uma equação que permite extrair e determinar os valores de um parâmetro pelo outro. O coeficiente de determinação R^2 obtido nos ajustes indica que a variabilidade dos dados de um determinado parâmetro pode ser estatisticamente explicada por meio da variabilidade de outro parâmetro que com ele possuir uma correlação.

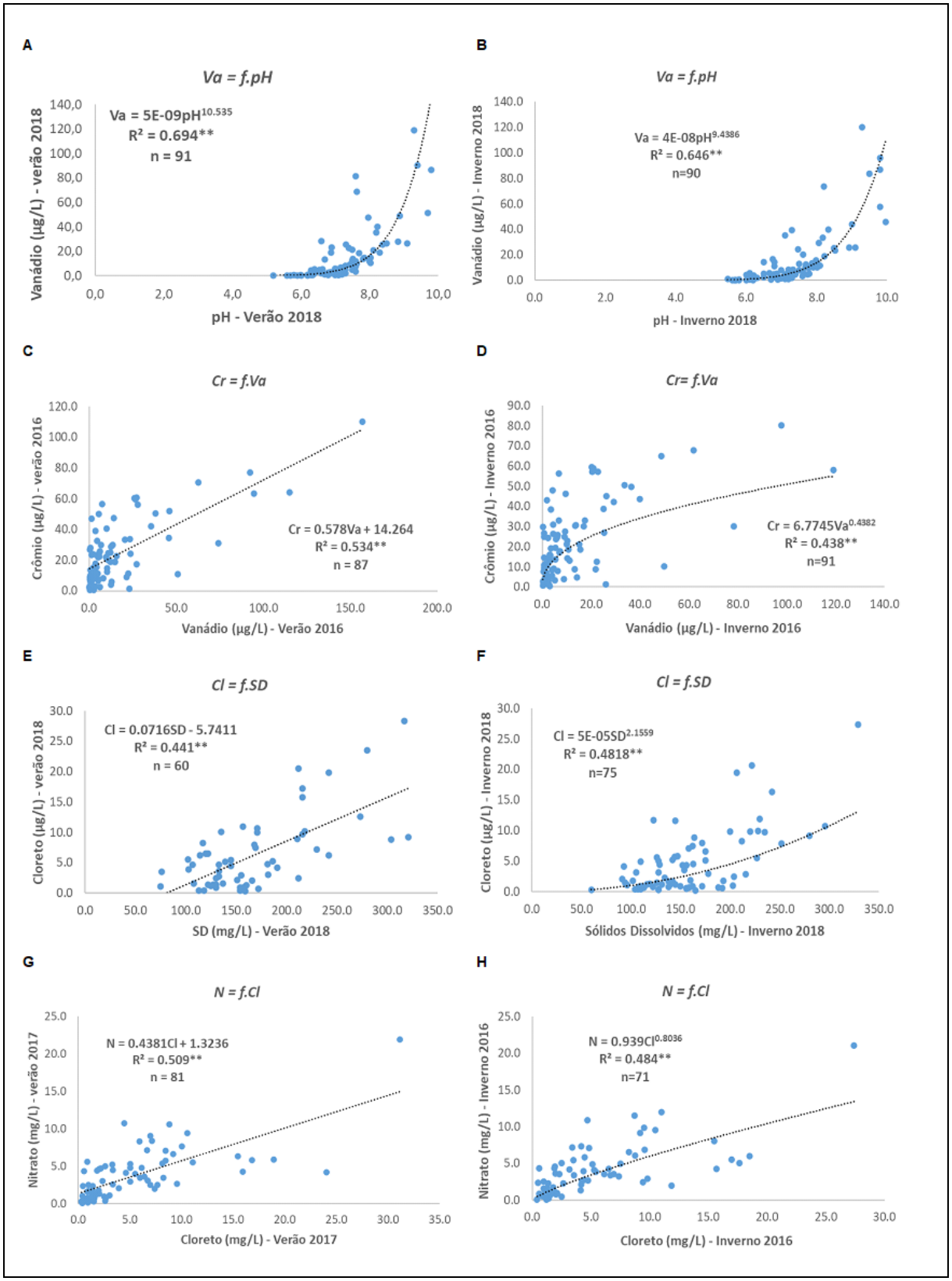
Na Figura 43 A, há um exemplo claro. Ao analisar o gráfico do Vanádio em relação ao pH (verão de 2018), notamos que o coeficiente de determinação (R^2) é igual a 0,694, dessa forma, fica evidenciado que aproximadamente 69% das variações nos dados de Vanádio podem ser estatisticamente esclarecidas pela variação do pH no Sistema Aquífero Bauru.

A utilização desse método traz benefícios significativos para o monitoramento ambiental, oferecendo uma abordagem eficiente na avaliação da qualidade da água. Esse enfoque é especialmente útil quando a análise direta de um parâmetro é complexa, dispendiosa ou demorada.

Simplificando o processo de análise, torna-se possível prever mudanças em um parâmetro com base nas variações observadas em outro, visto que determinar o pH é mais acessível e econômico em comparação com a determinação do Vanádio, por exemplo.

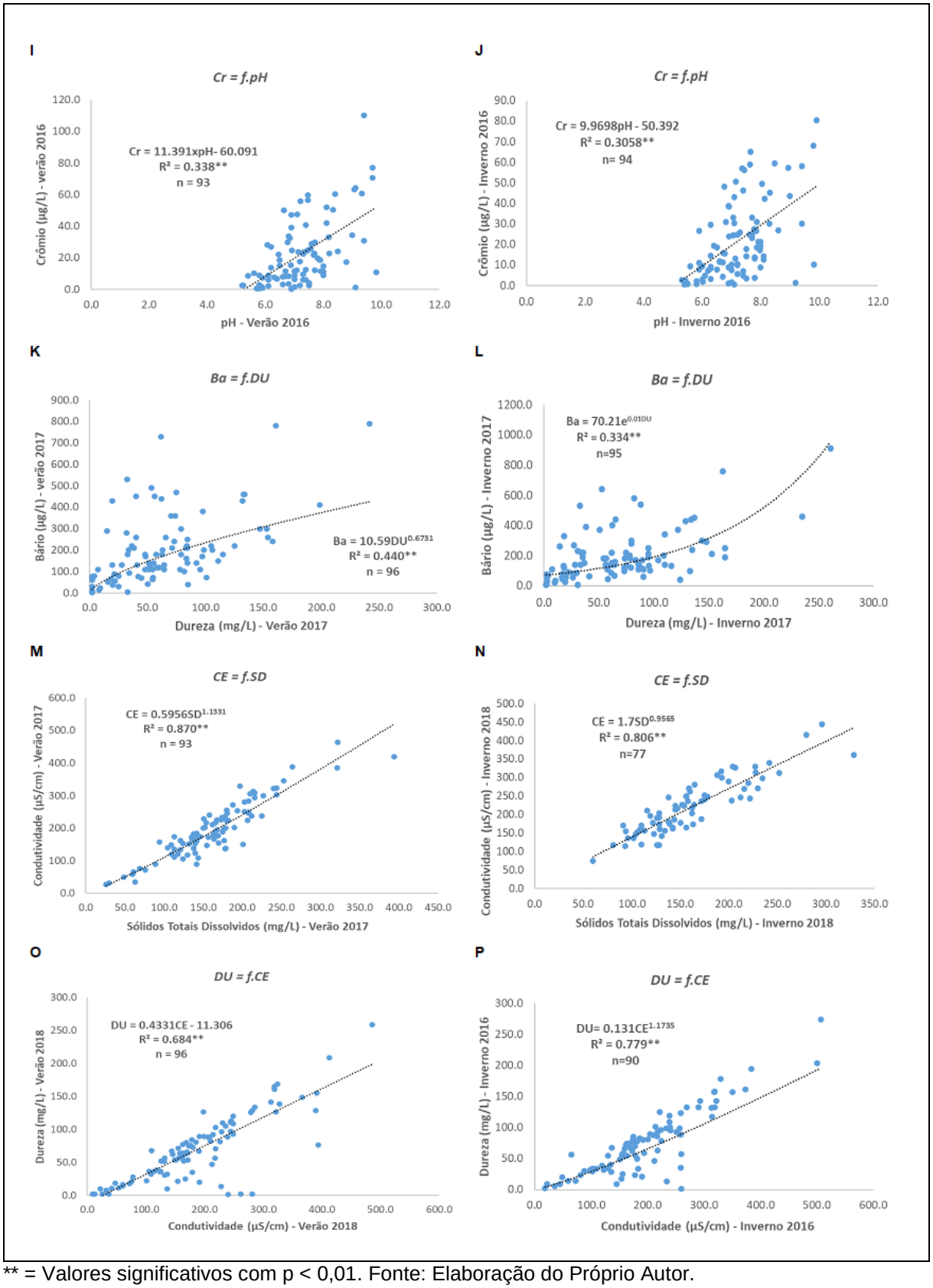
Ao compreender a relação entre esses parâmetros, os responsáveis pela gestão ambiental e qualidade das águas subterrâneas podem antecipar problemas, implementar medidas preventivas e otimizar recursos.

Figura 43 – Ajustes das principais correlações observadas para os parâmetros de qualidade da água no SAB nos períodos de verão e inverno de A a H.



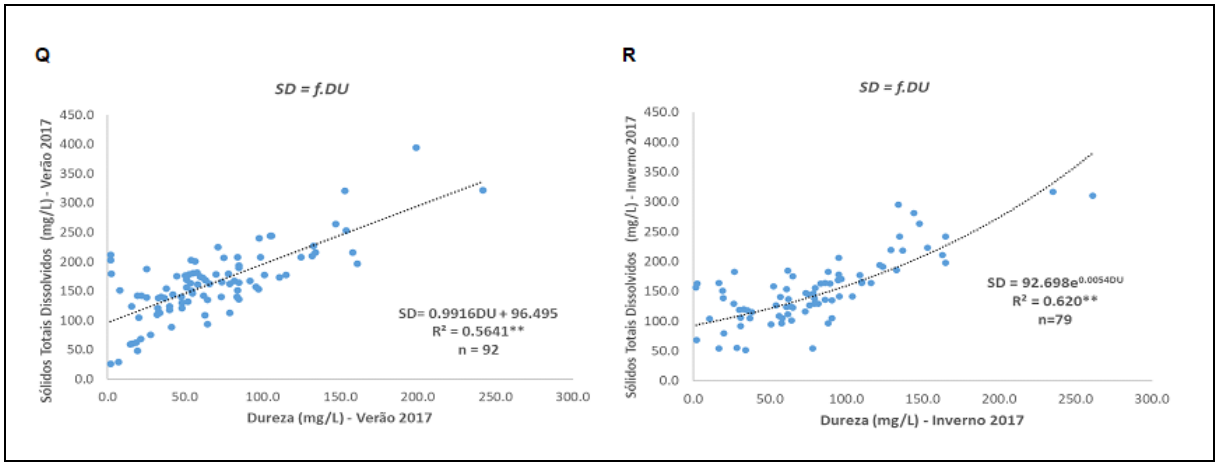
** = Valores significativos com p < 0,01. Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Figura 44 – Ajustes das principais correlações observadas para os parâmetros de qualidade da água no SAB nos períodos de verão e inverno de I a P.



** = Valores significativos com p < 0,01. Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Figura 45 – Ajustes das principais correlações observadas para os parâmetros de qualidade da água no SAB nos períodos de verão e inverno de Q a R.



** = Valores significativos com p < 0,01. Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Para a análise de regressão múltipla (*Stepwise*), testou-se como variáveis dependentes, as mesmas variáveis (dependentes) e períodos já descritos na análise de regressão linear anterior, de forma a evidenciar possíveis melhoras em suas regressões já modeladas. Nesse processo, porém, observou-se uma redução mínima do número amostral devido a eliminação de pontos com falhas coincidentes entre todas as variáveis que a análise envolvia.

Para o período do verão, observou-se as seguintes regressões múltiplas para as variáveis Cloreto (Verão 2016), Nitrato (Verão 2017) e Condutividade Elétrica (Verão 2017), conforme observado nas Tabela 10 e 11.

Tabela 10 – Regressão Múltipla Stepwise (Verão).

Equações	Amostra	R^2 Ajustado
Cl = 10,38937 + 0,62955*$\mathbf{NO_3^-}$ + 0,04773***CE** -1,99802*__pH__ – 0,03656*__DU__	76	0,644**
$\mathbf{NO_3^-}$ = 6,793322 + 0,351122*__Cl__ -0,905162*__pH__ + 0,030939*__SD__ - 0,018163*__CE__	76	0,600**
CE = -147,822 + 0,688*__SD__ + 21,827*__pH__ + 0,740*__DU__ +2,053* __Cl__	76	0,915**

Cl = Cloreto, $\boldsymbol{NO_3^-}$ = Nitrato, ***SD*** = Sólidos Totais Dissolvidos, **DU** = Dureza, **CE** = Condutividade Elétrica. Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

A regressão múltipla (Tabela 10) indicou interações que melhor explicaram a distribuição das variáveis independentes, com destaque para a Condutividade Elétrica, onde interação entre SD, pH, DU e Cloreto conseguiram explicar 91,5% da

variabilidade da Condutividade, superando a regressão linear que fornecia uma função com $r^2 = 0,870$. Apesar da explicativa indicar uma melhora, do ponto de vista prático pode não ser tão interessante, tendo em vista a necessidade de 4 diferentes parâmetros integrados para proporcionar sua estimativa (elevando os custos operacionais e laboratoriais).

Outras interações múltiplas realizadas não superaram àquelas já demonstradas nas regressões lineares anteriores.

Tabela 11 - Regressão Múltipla Stepwise (Inverno)

Equações	Amostra	R^2 Ajustado
Cl = 11,65059 + 0,38063*$\mathbf{NO_3^-}$ + 0,05178*__SD__ – 2,41060*__pH__ – 0,04304*__DU__	71	0,643**
$\mathbf{NO_3^-}$ = 10,04635 + 0,27759*__Cl__ - 1,30735*__pH__ + 0,02844*__SD__ - 0,02613*__DU__	64	0,647**
CE = -97,1640 + 0,7411*__SD__ + 15,8754*__pH__ + 0,7920*__DU__ + 0,3956*__Va__	71	0,933**
DU = -21.0730 + 0,5686*__CE__ - 1,1063*__Va__ - 1,1493*__Cl__ + 0,0215*__Ba__	64	0,945**
Ba = 893,653 - 121,149*__pH__ + 1,620*__CE__	74	0,466**
SD = 57,95678 + 0,60426 *__CE__ + 2,18807*$\mathbf{NO_3^-}$	74	0,875**
Va = -86,3896 + 11,5262*__pH__ + 0,3282*__Cr__ – 0,3447*__DU__ + 0,1363*__CE__ + 0,0264*__Ba__	71	0,747**

Cl = Cloreto, $\boldsymbol{NO_3^-}$ = Nitrato, ***SD*** = Sólidos Totais Dissolvidos, **DU** = Dureza, **CE** = Condutividade Elétrica, **Va** = Vanádio, **Ba** = Bário, **Cr** = Crômio. Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Da mesma forma que anteriormente relatado, a regressão múltipla (Tabela 11) melhorou as estimativas das variáveis independente. No caso do Cl (inverno 2018), N (inverno 2016) e CE (inverno 2018), observou-se que as interações seguiram os mesmos padrões do apresentado no período do verão. Ainda, no inverno, observou-se outras interações que superaram as regressões lineares simples, como no caso da DU (inverno de 2016), Ba (Inverno de 2017), SD (inverno 2017) e Va (inverno 2018), diferente do ocorrido no verão.

Neste caso, do ponto de vista prático, o destaque fica para estimativa do Bário e SD, uma vez que houve melhoria na explicativa com a interação de apenas duas variáveis.

5.4.2 Parâmetros da Qualidade da água x Pluviosidade

5.4.2.1 Verão

A matriz de correlação na Tabela 12 apresenta as interações entre os dez parâmetros estudados com os meses de maior índice de precipitação, junto ao acumulado dos últimos três meses para o ano de 2016.

É importante ressaltar que as análises foram feitas para toda extensão do SAB, não sendo possível analisar os dados por áreas agrupadas, por similaridade levando em consideração suas características físicas, ambientais e de uso e ocupação do solo, que poderiam interagir de alguma forma com a pluviometria e influenciar as correlações.

Tabela 12 – Matriz de correlação entre parâmetros de qualidade da água e Pluviosidade no SAB para períodos de elevada precipitação em 2016.

	Jan. 2016	***Fev. 2016***	***Mar. 2016***	***Acum. U3M***
Al-16-01	0,18	-0,05	0,17	0,18
Ba-16-01	-0,09	0,18	-0,23	-0,07
CE-16-01	-0,09	-0,12	-0,05	-0,14
Cl-16-01	**-0,54**	**0,77**	**-0,58**	-0,29
Cr-16-01	-0,02	**-0,45**	0,06	-0,20
DU-16-01	-0,19	-0,30	-0,15	-0,33
N-16-01	-0,04	0,37	-0,11	0,10
pH-16-01	-0,15	-0,25	-0,17	-0,30
SD-16-01	-0,23	0,07	-0,38	-0,29
Va-16-01	0,01	-0,14	0,06	-0,03

Jan. = Janeiro, ***Fev.*** = Fevereiro ***Mar.*** = Março, ***Acum. U3M*** = Acumulado dos últimos três meses.

Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

No caso do Cloreto, observou-se uma interação com os dados da pluviometria nos meses de janeiro, fevereiro e março, porém sem uma tendência padronizada. Em janeiro e março, a interação foi negativa, indicando uma redução nos valores de cloreto com o aumento da pluviometria. No entanto, em fevereiro, a correlação foi positiva e de maior valor, sugerindo um aumento nos valores de cloreto com o aumento da pluviometria.

Quando se compara os mapas de Cloreto 2016-1 (Figura 21) com os mapas de chuva de Janeiro, Fevereiro e Março de 2016 (Figura 37), se observa que as regiões

que possuem uma maior concentração de Cloreto (ao sudoeste do SAB) passam por variações de precipitação durantes esses três meses.

No mês de janeiro foram predominantes no local faixas de precipitação de 100 mm a 250 mm. Em fevereiro essa região passou a ter em maior extensão uma faixa predominante de precipitações entre 200 mm e 350 mm. Em março a precipitação no local volta a reduzir figurando entre 50 mm e 150 mm.

Tal dinâmica pode indicar que durante o período de janeiro e março, locais onde ocorreram reduções dos índices pluviométricos, possivelmente contribuíram para a concentração relativa do cloreto, e, no mesmo sentido, onde as chuvas aumentaram possivelmente pode ter proporcionado um efeito de diluição do elemento reduzindo as concentrações na água (Tabela 12). Nessa mesma lógica, a correlação positiva apontada no mês de fevereiro indicaria que onde as chuvas foram mais intensas, materiais carreados na região do SAB poderiam ter contribuído com o aumento da concentração Cloreto. Tal fato pode ser plausível quando consideramos que as fontes mais comuns de contaminação por cloreto, nessas situações, são os dejetos humanos e animais, e a lixiviação de fertilizantes agrícolas (Moura *et al.*, 2015; Montanheiro; Kiang, 2016).

Em relação ao Crômio (Tabela 12), a interação ocorreu apenas no mês de fevereiro, apresentando-se de forma negativa, indicando que áreas com maior pluviometria coincidiram com menores valores de crômio representando uma possível diluição do elemento nas águas subterrâneas. Já as demais interações analisadas mostraram correlações baixas ($r < 0,4$). Destaca-se a relação negativa entre pluviosidade, dureza e pH, que apesar de apresentar baixos valores, indicaram padrões bem definidos.

Dessa forma, pode-se sugerir que as áreas com maior precipitação podem ocorrer em locais com menor capacidade de transportar sedimentos, resultando em menor dureza. Associado a essa condição, temos a combinação de baixa pluviosidade e alta evaporação, fator que contribui para o aumento progressivo da concentração de sais resultando em um aumento da dureza no ambiente, fenômeno mais evidente em períodos secos, em comparação com períodos chuvosos (Júnior *et al.,* 2020).

Em relação ao aumento da acidez (redução no pH) durante o período chuvoso, a diluição de íons de hidrogênio (H+) originários de componentes preexistentes na água subterrânea podem contribuir para esse fator junto a percolação de contaminantes que tendem a acidificar o meio. Silva *et al.* (2018b) observaram a

redução nos valores de pH na água subterrânea durante o período chuvoso em comparação com o período seco.

Seguindo as análises de correlação, a Tabela 13 apresenta as interações entre pluviosidade e os parâmetros de qualidade da água subterrânea durante a primavera de 2016 e o verão de 2017, o acumulado dos últimos três meses de análise e o acumulado dos últimos 6 meses. Nenhuma interação significativa foi observada, com correlações (r) superiores a 0,4.

Tabela 13 – Matriz de correlação entre parâmetros de qualidade da água e Pluviosidade no SAB para período de elevada precipitação em 2016 (primavera) e 2017 (verão).

	Out. 16	***Nov. 16***	***Dez. 16***	***Jan. 17***	***Fev. 17***	***Mar. 17***	***Acum. U3M***	***Acum. U6M***
AL-17-01	0,18	-0,23	-0,11	-0,05	0,22	-0,14	-0,03	-0,10
BA-17-01	0,23	-0,21	-0,21	0,32	0,21	-0,19	0,25	0,15
CE-17-01	-0,02	-0,05	-0,13	0,26	-0,11	0,16	0,25	0,16
CL-17-01	-0,13	-0,01	-0,11	0,22	-0,14	0,16	0,20	0,11
CR-17-01	-0,27	0,04	0,00	0,24	-0,38	0,29	0,21	0,12
DU-17-01	0,07	0,03	-0,15	0,24	-0,09	0,06	0,20	0,17
NI-17-01	-0,09	0,02	-0,13	0,10	0,16	-0,06	0,10	0,04
PH-17-01	-0,07	-0,03	-0,04	0,06	-0,05	0,11	0,08	0,02
SD-17-01	-0,04	-0,05	-0,09	0,28	0,02	0,06	0,27	0,18
VA-17-01	-0,13	-0,10	-0,01	0,01	0,01	0,08	0,04	-0,04

Out.* =** Outubro, ***Nov. = Novembro, ***Deze.*** = Dezembro, ***Jan.*** = Janeiro, ***Fev.*** = Fevereiro ***Mar.*** = Março, ***Acum. U3M*** = Acumulado dos últimos três meses. ***Acum. U6M*** = Acumulado dos últimos seis meses. Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Para o período compreendido pela primavera de 2017 e pelo verão de 2018, conforme apresentadas na Tabela 14, embora correlações estatisticamente significativas para o Cr (r>0,69 em dezembro de 2017) e para o SD (r>0,59 em março de 2018), não revelaram padrões de comportamento consistentemente definidos.

Tabela 14 – Matriz de correlação entre parâmetros de qualidade da água e Pluviosidade no SAB para período de elevada precipitação em 2016 (primavera) e 2017 (verão).

	Out. 17	***Nov. 17***	***Dez. 17***	***Jan. 18***	***Fev. 18***	***Mar. 18***	***Acum. U3M***	***Acum. U6M***
AL-18-01	0,17	-0,11	-0,19	-0,25	-0,35	0,28	-0,18	-0,18
BA-18-01	0,20	-0,10	-0,27	-0,09	-0,20	0,24	-0,01	-0,10
CE-18-01	-0,04	0,11	0,24	0,02	0,00	-0,15	-0,08	0,12
CL-18-01	-0,24	0,17	0,28	0,08	0,10	-0,34	-0,12	0,05
CR-18-01	-0,16	0,13	**0,69**	0,13	0,35	**-0,46**	-0,04	0,37
DU-18-01	-0,02	0,13	0,14	0,13	0,10	-0,13	0,07	0,17
NI-18-01	-0,13	0,17	-0,04	-0,01	-0,12	0,04	-0,04	-0,05
PH-18-01	-0,12	0,17	0,40	0,07	0,16	-0,34	-0,10	0,20
SD-18-01	**0,67**	-0,33	-0,38	-0,13	-0,01	**0,59**	0,27	0,15
VA-18-01	0,08	-0,12	0,29	-0,08	0,01	-0,01	-0,07	0,13

Out.* =** Outubro, ***Nov. = Novembro, ***Deze.*** = Dezembro, ***Jan.*** = Janeiro, ***Fev.*** = Fevereiro ***Mar.*** = Março, ***Acum. U3M*** = Acumulado dos últimos três meses. ***Acum. U6M*** = Acumulado dos últimos seis meses. Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Em razão dessa inconsistência das interações entre a pluviosidade e os parâmetros de qualidade da água durante o período de elevados índices pluviométricos (primavera/verão), evidenciada principalmente pelos comportamentos divergentes de um mesmo parâmetro, variando entre correlações positivas e negativas, optou-se por não realizar os testes gráficos e ajustes de linha de tendência. Essa decisão foi tomada para evitar conclusões precipitadas diante da complexidade e imprevisibilidade das relações entre a precipitação e os parâmetros analisados.

As correlações para o Bário, Cloreto e Crômio no período estudado possivelmente indicam que, em algumas partes do SAB, as relações desses parâmetros com a pluviosidade podem variar em intensidade e direção (positiva e negativa). Isso pode sugerir uma possível influência de características físicas e naturais específicas que se manifestam de maneira regionalizada dentro do SAB. Desta forma, sugere-se para análises futuras o particionamento de regiões de características (físicas/ambientais) similares, que não apenas a unidade geológica, para verificação do comportamento das correlações entre os parâmetros da qualidade da água e a pluviometria.

5.4.2.2 Inverno

A Tabela 15 apresenta a matriz de correlação entre os dez parâmetros analisados no presente estudo e os meses de menor índice de precipitação (outono e inverno) de 2016 no SAB, considerando também o acumulado nos últimos três e seis meses.

Tabela 15 – Matriz de correlação entre parâmetros de qualidade da água e Pluviosidade no SAB para períodos de baixa precipitação em 2016 (outono e inverno).

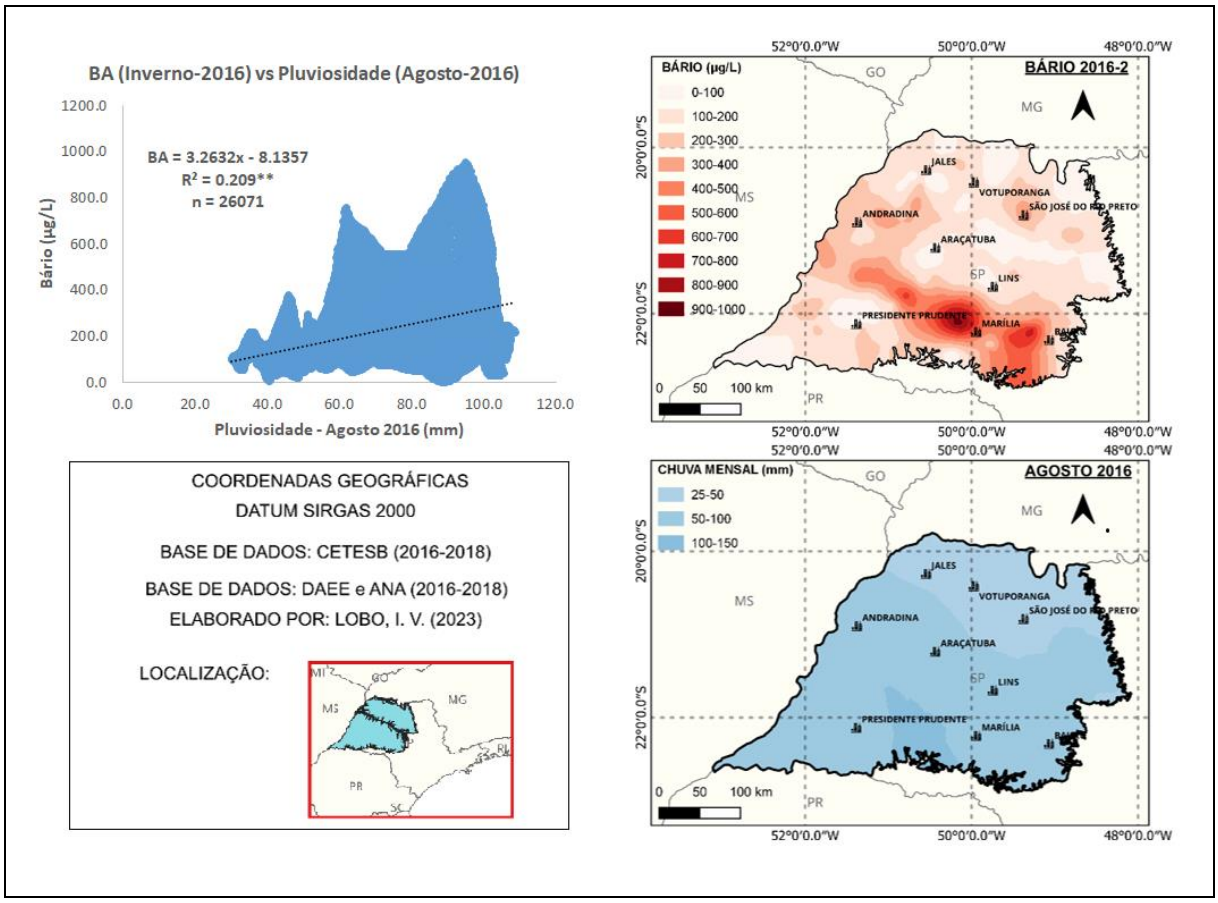
	Abr. 16	***Mai. 16***	***Jun. 16***	***Jul. 16***	***Ago. 16***	***Set. 16***	***Acum. U3M***	***Acum. U6M***
AL-16-02	*-0.11*	*0.07*	*0.38*	*0.12*	*0.01*	*-0.02*	*0.01*	*0.07*
BA-16-02	*0.20*	*0.20*	*0.34*	*0.28*	***0.46***	*0.28*	*0.40*	*0.39*
CE-16-02	*0.13*	*-0.06*	*-0.18*	*-0.21*	*0.15*	*0.21*	*0.13*	*0.05*
CL-16-02	*0.26*	*0.17*	*0.20*	*0.27*	***0.49***	*0.34*	*0.44*	*0.39*
CR-16-02	*0.02*	*-0.16*	***-0.45***	*-0.38*	*-0.22*	*0.01*	*-0.17*	*-0.22*
DU-16-02	*0.13*	*-0.08*	*-0.14*	*-0.16*	*0.20*	*0.19*	*0.16*	*0.07*
NI-16-02	*-0.05*	*-0.12*	*0.36*	*0.16*	*0.32*	*0.01*	*0.20*	*0.12*
PH-16-02	*0.04*	*-0.10*	*-0.24*	*-0.22*	*-0.05*	*0.09*	*-0.02*	*-0.08*
SD-16-02	***0.59***	*0.26*	*-0.14*	***0.46***	***0.71***	***0.58***	*0.68*	*0.56*
VA-16-02	*0.05*	*-0.05*	*-0.21*	*-0.10*	*-0.12*	*0.03*	*-0.07*	*-0.08*

Abr. = Abril, ***Mai.*** = Maio, ***Jun.*** = Junho, ***Jul.*** = Julho, ***Ago.*** = Agosto, ***Set.*** = Setembro, ***Acum. U3M*** = Acumulado dos últimos três meses. ***Acum. U6M*** = Acumulado dos últimos seis meses. Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

A fim de se compreender de forma mais detalhada alguns desses elementos, foi realizada a análise gráfica utilizando regressão linear para encontrar a linha de ajuste mais adequada, e que melhor descrevesse a relação entre as duas variáveis em estudo. Os gráficos produzidos foram combinados com os mapas que indicam a concentração de cada parâmetro, juntamente com os mapas que mostram a precipitação mensal do período.

A Figura 46 ilustra a relação entre o Bário e a pluviosidade do mês de agosto em 2016.

Figura 46 – Ajuste para correlação observada entre Bário e Pluviosidade (Agosto/2016) junto aos mapas de concentrações de Bário e chuva mensal no SAB.



** = Valores significativos com p < 0,01. Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

A equação, por mais generalista que pareça (devido a densa mancha de dados), indica que a elevação das chuvas contribui de forma a elevar as concentrações de Ba. No caso, pode-se inferir que para cada aumento unitário dos valores de pluviosidade o Bário tende a aumentar em aproximadamente 3,26 unidades, e o termo independente da equação (-8,1357) representa o valor esperado para a concentração de Bário quando a pluviosidade é igual a zero. O coeficiente de determinação (R^2) indica que aproximadamente 20,9% da variabilidade na concentração do Bário pode ser explicada pela variação da pluviosidade do mês anterior ao período da coleta.

Ainda no caso do Bário, destaca-se o sentido das interações, ocorrendo de forma positiva em todo o período comparado (Tabela 13). De maneira geral, ao analisarmos o mapa de concentração do Ba com o mapa de chuva mensal, conseguimos observar esse comportamento espacial nas regiões de concentrações

mais elevadas, inseridas próximas a locais que apresentam maiores índices pluviométricos no SAB durante o mês de agosto de 2016.

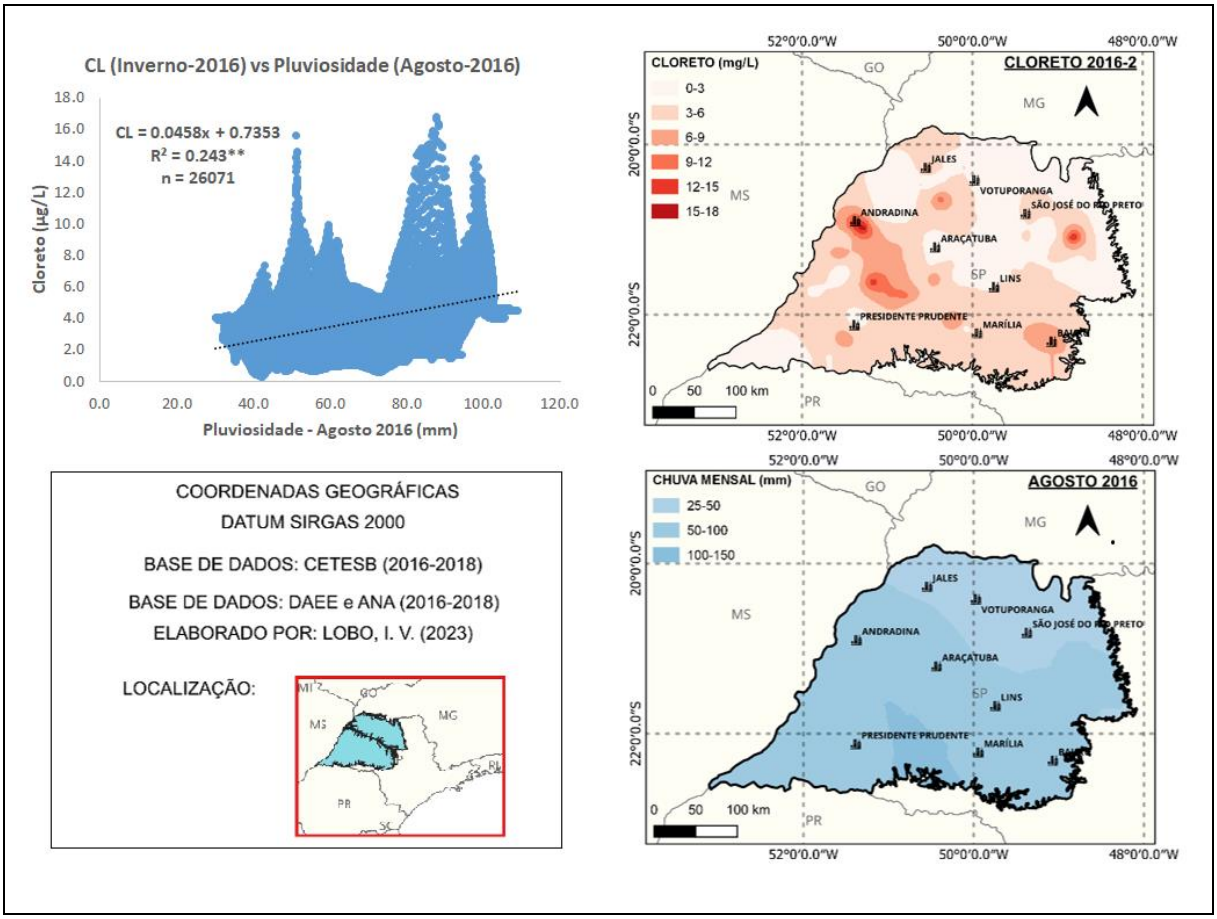
Esse padrão de comportamento pode estar associado ao fato de que, apesar desse período possuir baixas precipitações, a chuva ainda sim pode transportar elementos (inclusive Ba) provenientes de atividades humanas presentes nessas regiões em específico identificadas no mapa (Tavares, 2013; Rios *et al.* 2016). Além disso, durante o inverno, os níveis reduzidos de precipitação podem não atuar como um agente diluidor das concentrações preexistentes de Bário no SAB.

Em relação ao Cloreto ele aparece interagindo de forma positiva, mesmo que com baixa magnitude (r= 0,49 e R^2=0,24), com a pluviosidade no período de outono/inverno conforme ilustra a Figura 47.

Por meio dos mapas de concentração e chuva mensal (Figura 47) é possível observar de maneira geral, que a região noroeste dos mapas possui as menores concentrações de Cloreto associadas aos menores valores de chuva mensal. O parâmetro seguiu o padrão comportamental encontrado no verão, onde a correlação positiva também foi observada e as regiões de maiores concentrações estavam relacionadas ao mês de maior pluviosidade.

Esse comportamento também foi observado por outros autores, citados anteriormente, que estudaram a influência sazonal nas concentrações de Cloreto nas águas subterrâneas (Cappi *et al.*, 2010; Grott *et al.*, 2018).

Figura 47 – Ajuste para correlação observada entre Cloreto e Pluviosidade (Agosto/2016) junto aos mapas de concentrações de Cloreto e chuva mensal no SAB.

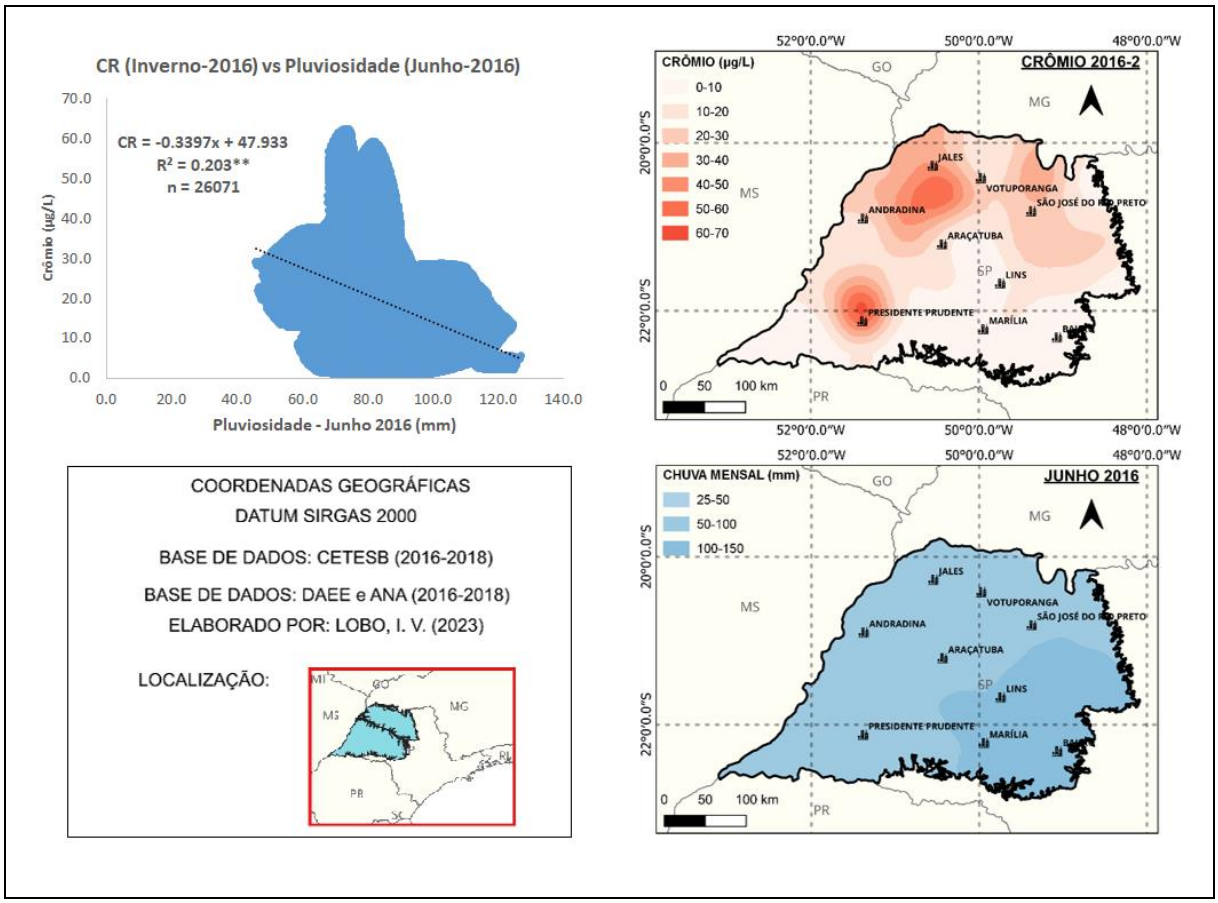


** = Valores significativos com p < 0,01. Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

A correlação observada entre o Crômio e a Pluviosidade apresentou interações negativas, que apesar de possuírem magnitude reduzida, demonstraram uma tendência de comportamento ao longo do período nos meses de maio, junho, julho e agosto. A Figura 48 apresenta o gráfico com os ajustes de tendência trazendo o Crômio como variável dependente e a pluviosidade como variável preditora, onde aproximadamente 20% das variações na concentração de Crômio podem ser atribuídas às variações na pluviosidade.

Ao analisar os mapas de concentrações de Crômio e chuva mensal (Figura 48), se percebe que o padrão de comportamento espacial de concentrações se comporta de maneira semelhante a interação observada pela correlação, onde as regiões com maiores concentrações apresentaram menores índices pluviométricos e as regiões com menores concentrações apresentaram maiores valores de chuva mensal.

Figura 48 – Ajuste para correlação observada entre Crômio e Pluviosidade (junho/2016) junto aos mapas de concentrações de Crômio e chuva mensal no SAB.



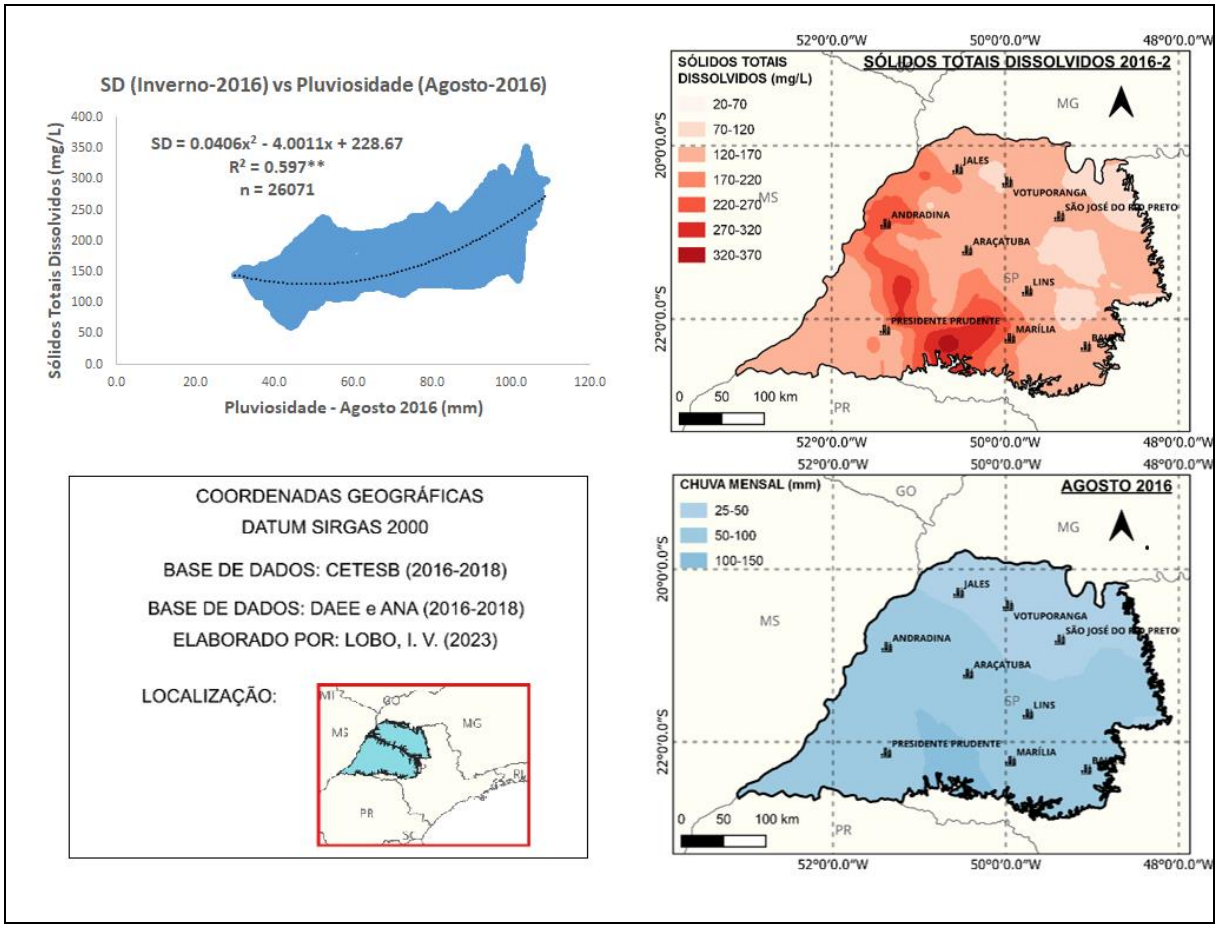
** = Valores significativos com p < 0,01. Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Nesse caso, corroborando a hipótese de que a água da chuva atua como um diluente das concentrações desse parâmetro no SAB. A mesma tendência foi observada por Mataveli *et al.* (2018) ao analisar a influência sazonal nas concentrações de Crômio no SAB, observando que as regiões de baixos índices pluviométricos apresentam as concentrações mais elevadas do parâmetro.

Em relação aos Sólidos Totais dissolvidos, diferentemente do verão que não exibiu um padrão bem definido, a correlação entre o parâmetro e a pluviosidade no outono/inverno apresentou interação com sentido positivo na maioria dos meses, levantando a suposição de que mesmo no inverno, as águas que recarregam o SAB podem carrear sedimentos que por sua vez podem contribuir com o aumento dos SD na água subterrânea. O coeficiente de determinação (R^2) obtido no ajuste do gráfico da Figura 49 indica que cerca de 60% das variações na concentração de SD podem ser explicadas pelas variações na pluviosidade.

Ao examinar o padrão de distribuição espacial dos SD no SAB Vicente (2018), sugere que as contribuições de SD possam ocorrer predominantemente durante período de chuvas, com o aumento de sua concentração associado ao aumento da pluviosidade.

Figura 49 – Ajuste para correlação observada entre Sólidos Totais Dissolvidos e Pluviosidade (agosto/2016) junto aos mapas de concentrações de Sólidos Totais Dissolvidos e chuva mensal em agosto de 2016 no SAB.



** = Valores significativos com p < 0,01. Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

No que diz respeito ao ano de 2017 as correlações observadas durante o período de outono/inverno estão apresentadas na Tabela 14.

Tabela 16 – Matriz de correlação entre parâmetros de qualidade da água e Pluviosidade no SAB para períodos de baixa precipitação em 2017 (outono e inverno).

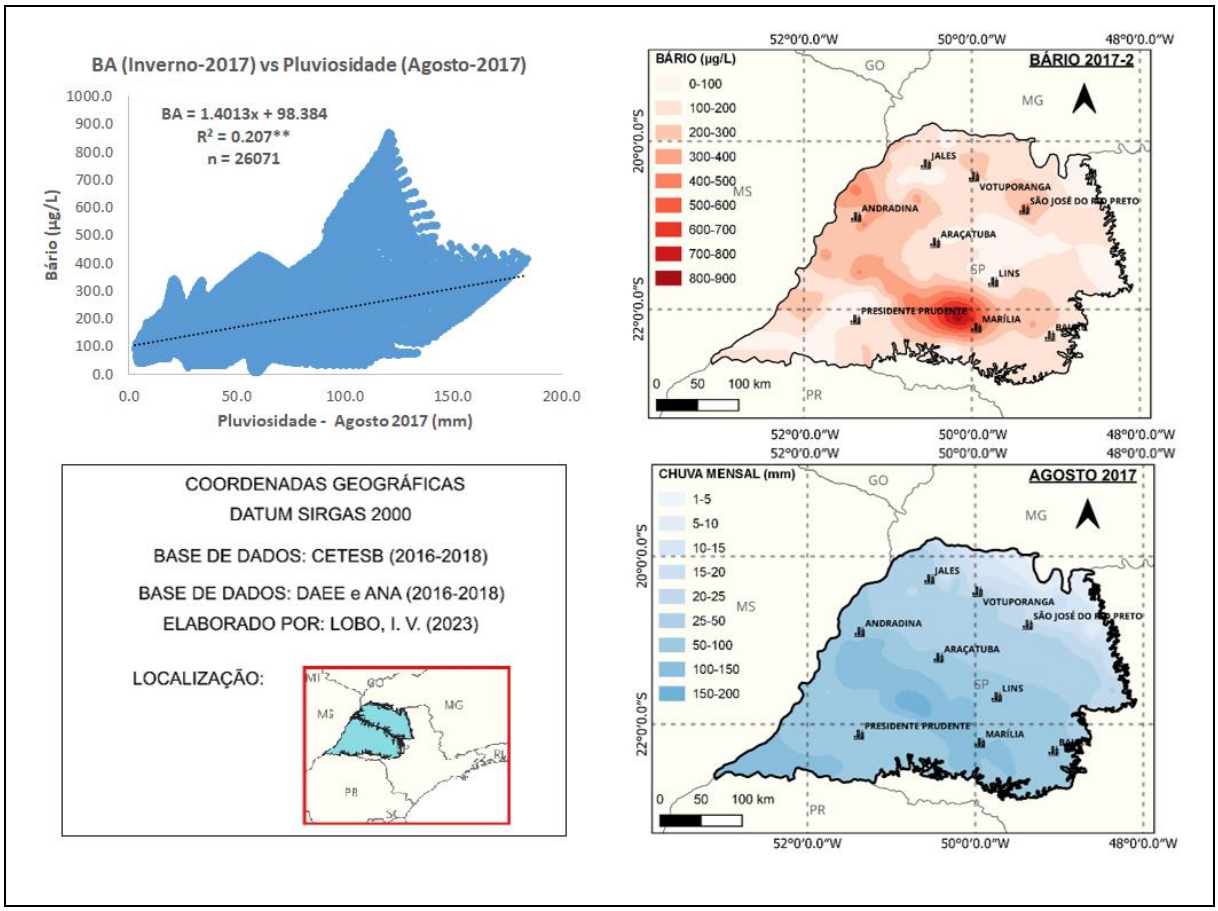
	Abr. 17	***Mai. 17***	***Jun. 17***	***Jul. 17***	***Ago. 17***	***Set. 17***	***Acum. U3M***	***Acum. U6M***
AL-17-02	0.02	0.09	0.04	-	-0.04	0.05	-0.04	0.05
BA-17-02	0.02	0.11	0.03	-	**0.45**	-0.11	0.43	0.23
CE-17-02	-0.14	-0.04	-0.03	-	0.17	-0.33	0.13	-0.01
CL-17-02	-0.02	-0.18	-0.06	-	0.19	-0.06	0.18	-0.03
CR-17-02	-0.12	-0.41	-0.36	-	**-0.43**	-0.24	-0.44	-0.49
DU-17-02	0.00	-0.25	-0.21	-	0.17	-0.24	0.14	-0.12
NI-17-02	0.00	-0.09	-0.16	-	0.02	-0.31	-0.01	-0.09
PH-17-02	-0.04	-0.20	-0.20	-	-0.29	-0.27	-0.31	-0.28
SD-17-02	-0.12	0.43	0.48	-	**0.65**	0.00	0.63	0.55
VA-17-02	-0.08	0.07	0.03	-	-0.19	-0.10	-0.19	-0.06

Abr. = Abril, ***Mai.*** = Maio, ***Jun.*** = Junho, ***Jul.*** = Julho, ***Ago.*** = Agosto, ***Set.*** = Setembro, ***Acum. U3M*** = Acumulado dos últimos três meses. ***Acum. U6M*** = Acumulado dos últimos seis meses. Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Os resultados da análise revelam padrões semelhantes aos observados para o ano de 2016 em alguns parâmetros. Em agosto de 2017, o Bário apresentou uma correlação similar à observada no mesmo período (agosto) de 2016. No caso do Crômio, a correlação também se mostrou similar ao inverno de 2016, destacando uma tendência inversa em todos os períodos analisados. Já os Sólidos Totais Dissolvidos apresentaram uma semelhança significativa com o mês de agosto de 2016 com correlações positivas entre o parâmetro e a pluviosidade.

A Figura 50 ilustra o comportamento da correlação entre o Bário e a pluviosidade do mês de agosto de 2017, com o coeficiente de determinação indicando que cerca de 20% das flutuações na concentração de Bário podem ser explicadas pelas mudanças nos padrões pluviométricos do mês de agosto de 2017.

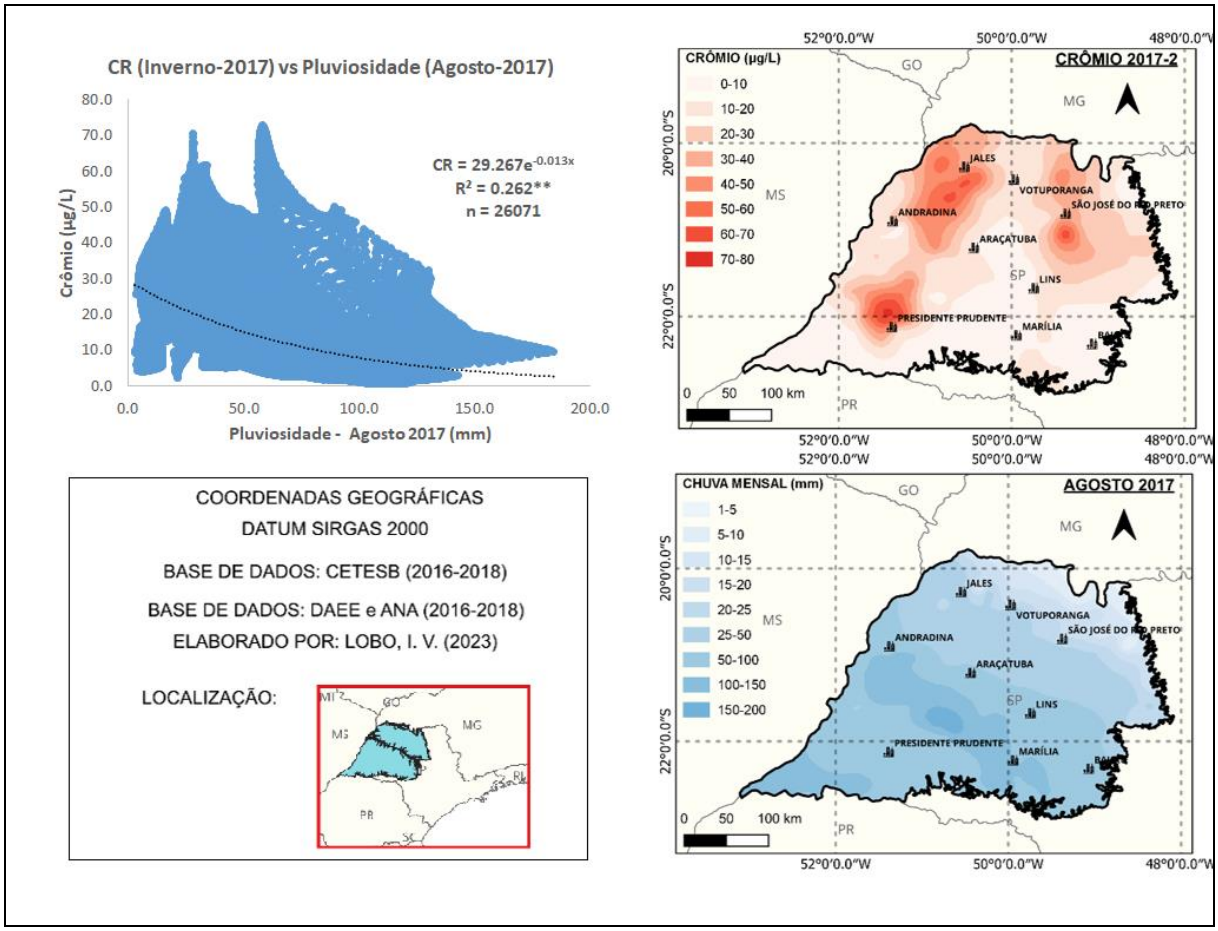
Figura 50 – Ajuste para correlação observada entre Bário e Pluviosidade (agosto/2017) junto com seus respectivos mapas de concentrações e chuva mensal no SAB.



** = Valores significativos com p < 0,01. Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

A representação gráfica na Figura 51 ilustra a relação entre o Crômio e a precipitação durante agosto de 2017. O coeficiente de determinação revela que aproximadamente 26% das variações na concentração de Crômio podem ser atribuídas às alterações nos padrões de chuvas observados nesse mesmo mês.

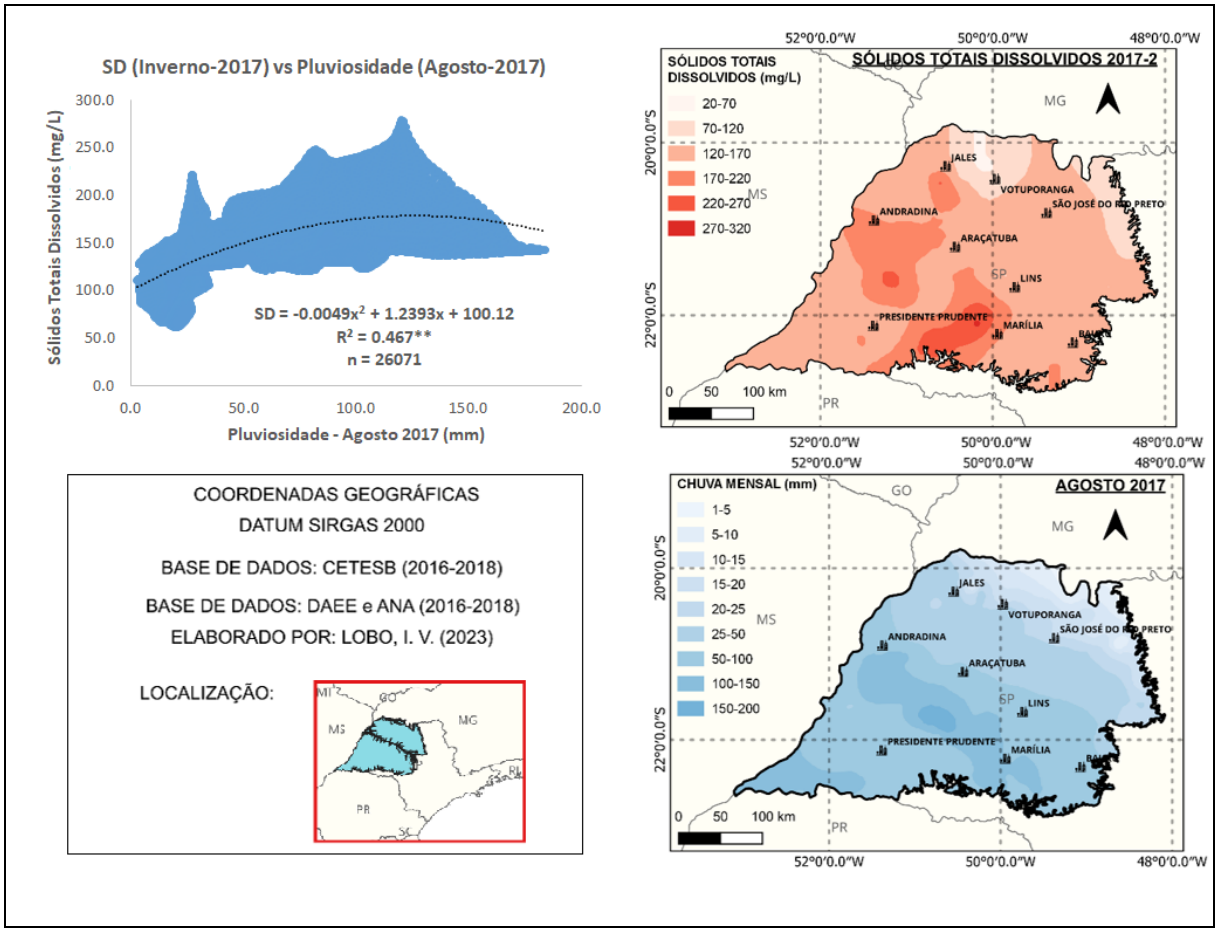
Figura 51 – Ajuste para correlação observada entre Crômio e Pluviosidade (agosto/2017) junto com seus respectivos mapas de concentrações e chuva mensal no SAB.



** = Valores significativos com p < 0,01. Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

O comportamento entre os Sólidos Totais Dissolvidos e a precipitação durante agosto de 2017 está representado na Figura 52. Assim como no ano de 2016 o aumento das concentrações de SD ocorrem de acordo com maiores precipitações. O coeficiente de determinação indica que aproximadamente 47% das variações na concentração de Crômio podem ser relacionadas às variações nos padrões de precipitação em agosto de 2017.

Figura 52 – Ajuste para correlação observada entre Sólidos Totais Dissolvidos e Pluviosidade (agosto/2017) junto com seus respectivos mapas de concentrações e chuva mensal no SAB.



** = Valores significativos com p < 0,01. Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Em relação ao ano de 2018 os resultados da análise de correlação apresentados na Tabela 15 revelam padrões similares aos anos anteriores para a interação entre os dados de chuva e concentrações dos parâmetros Bário, Crômio e Sólidos Totais Dissolvidos.

No caso do Bário, o mês de agosto de 2018 exibiu o melhor coeficiente de correlação em comparação aos outros meses, apresentando comportamento semelhante (correlação positiva) ao observado nos anos de 2016 e 2017, a maioria dos meses analisados apresentaram correlações inversas, porém com valores de r de baixa relevância variando entre -0,24 e -0,01.

O maior coeficiente de correlação para o Crômio também foi no mês de agosto, com igual atuação (correlação inversa) aos anos de 2016 e 2017, destaca-se a mesma

tendência de comportamento para esse parâmetro na maioria dos meses para todos os anos estudados.

Os Sólidos Totais Dissolvidos apresentaram um coeficiente de correlação maior também com o mês de agosto em 2018. O parâmetro seguiu apresentando a tendência de comportamento dos anos de 2016 e 2017 com a maioria dos meses apresentando uma correlação positiva entre as concentrações e os dados de chuva.

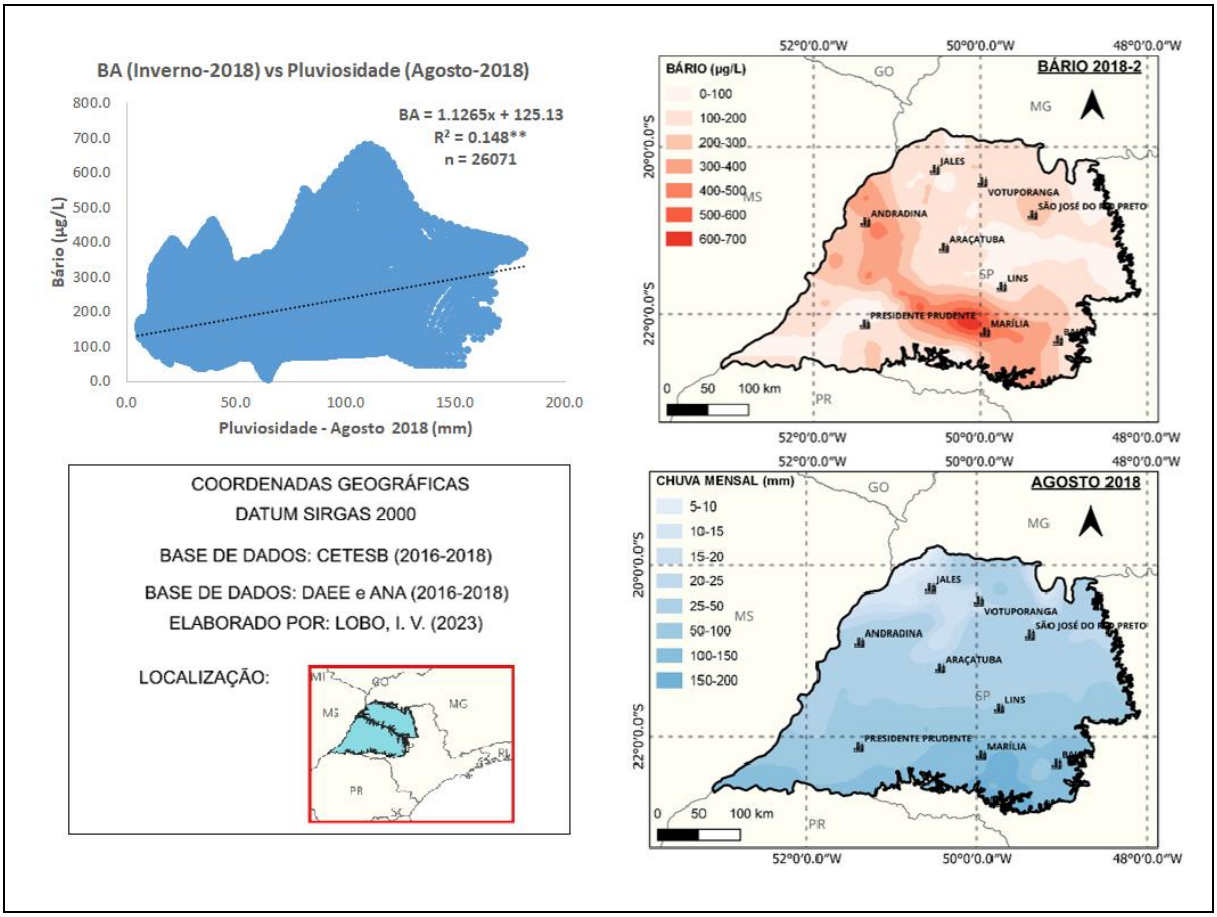
Tabela 17 – Matriz de correlação entre parâmetros de qualidade da água e Pluviosidade no SAB para períodos de baixa precipitação em 2018 (outono e inverno).

	Abr. 18	***Mai. 18***	***Jun. 18***	***Jul. 18***	***Ago. 18***	***Set. 18***	***Acum. U3M***	***Acum. U6M***
AL-18-02	-0.10	-0.07	-0.11	0.22	0.09	-0.15	0.02	-0.03
BA-18-02	0.30	-0.24	-0.09	-0.02	**0.38**	-0.01	0.28	0.26
CE-18-02	0.26	-0.42	-0.37	0.22	-0.11	-0.32	-0.19	-0.20
CL-18-02	0.13	-0.19	-0.12	0.01	-0.12	-0.17	-0.15	-0.14
CR-18-02	0.18	-0.30	-0.40	-0.01	**-0.58**	-0.34	-0.56	-0.52
DU-18-02	0.40	-0.39	-0.36	0.00	-0.14	-0.29	-0.21	-0.18
NI-18-02	0.16	0.06	-0.02	0.13	0.27	-0.04	0.19	0.21
PH-18-02	0.09	-0.22	-0.30	0.23	-0.25	-0.27	-0.27	-0.28
SD-18-02	0.31	0.15	0.19	-0.19	**0.52**	0.23	0.47	0.51
VA-18-02	-0.01	-0.04	-0.07	0.10	-0.08	-0.07	-0.08	-0.08

Abr. = Abril, ***Mai.*** = Maio, ***Jun.*** = Junho, ***Jul.*** = Julho, ***Ago.*** = Agosto, ***Set.*** = Setembro, ***Acum. U3M*** = Acumulado dos últimos três meses. ***Acum. U6M*** = Acumulado dos últimos seis meses. Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

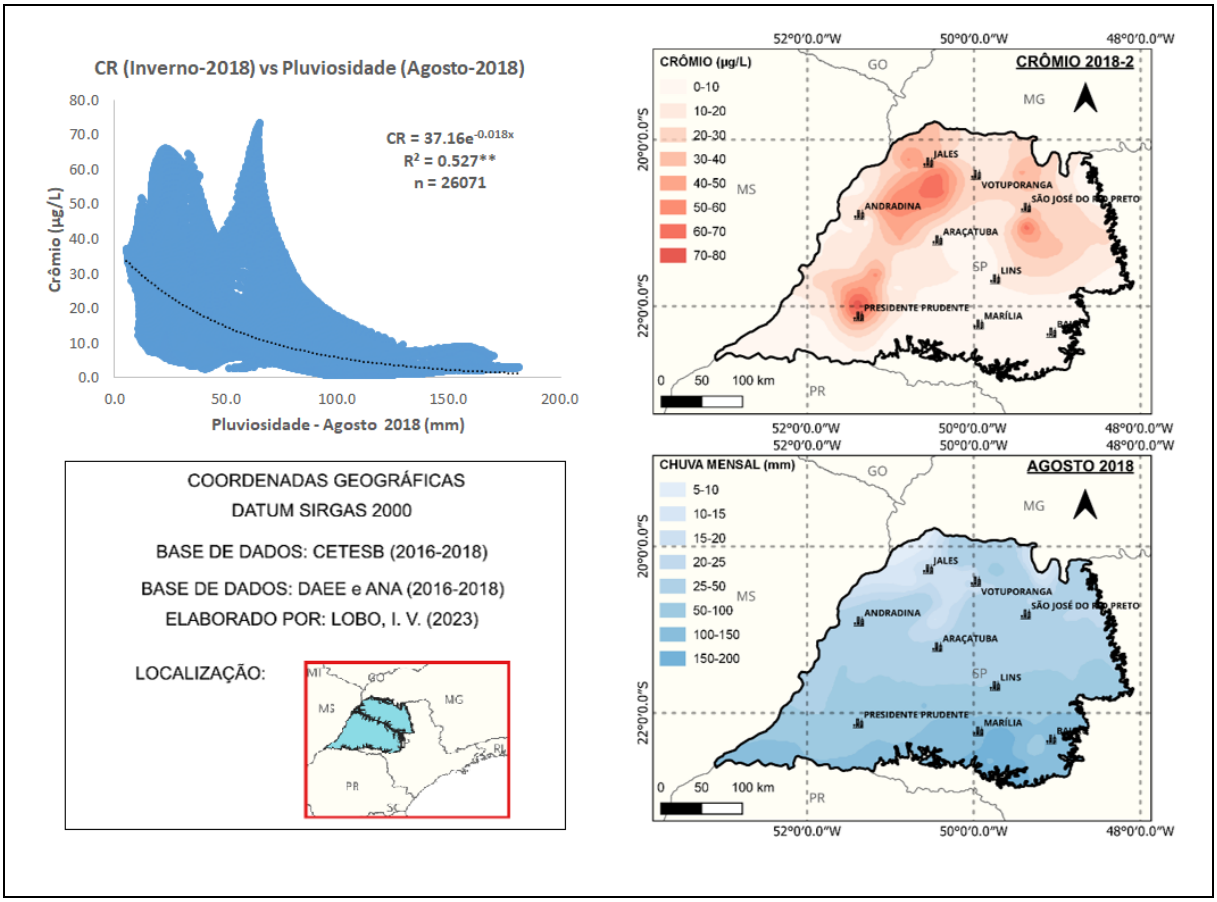
As Figuras 53, 54 e 55 ilustram o comportamento das correlações entre Crômio, Bário e Sólidos Totais Dissolvidos com a pluviosidade para o mês de agosto de 2018. Os valores encontrados para o R^2 demonstram que 53% das variações de Crômio, 15% das variações do Bário e 29% das variações de SD podem ser explicadas pelas variações da pluviosidade desse mês.

Figura 53 – Ajuste para correlação observada entre Bário e Pluviosidade (agosto/2018) junto com seus respectivos mapas de concentrações e chuva mensal no SAB.



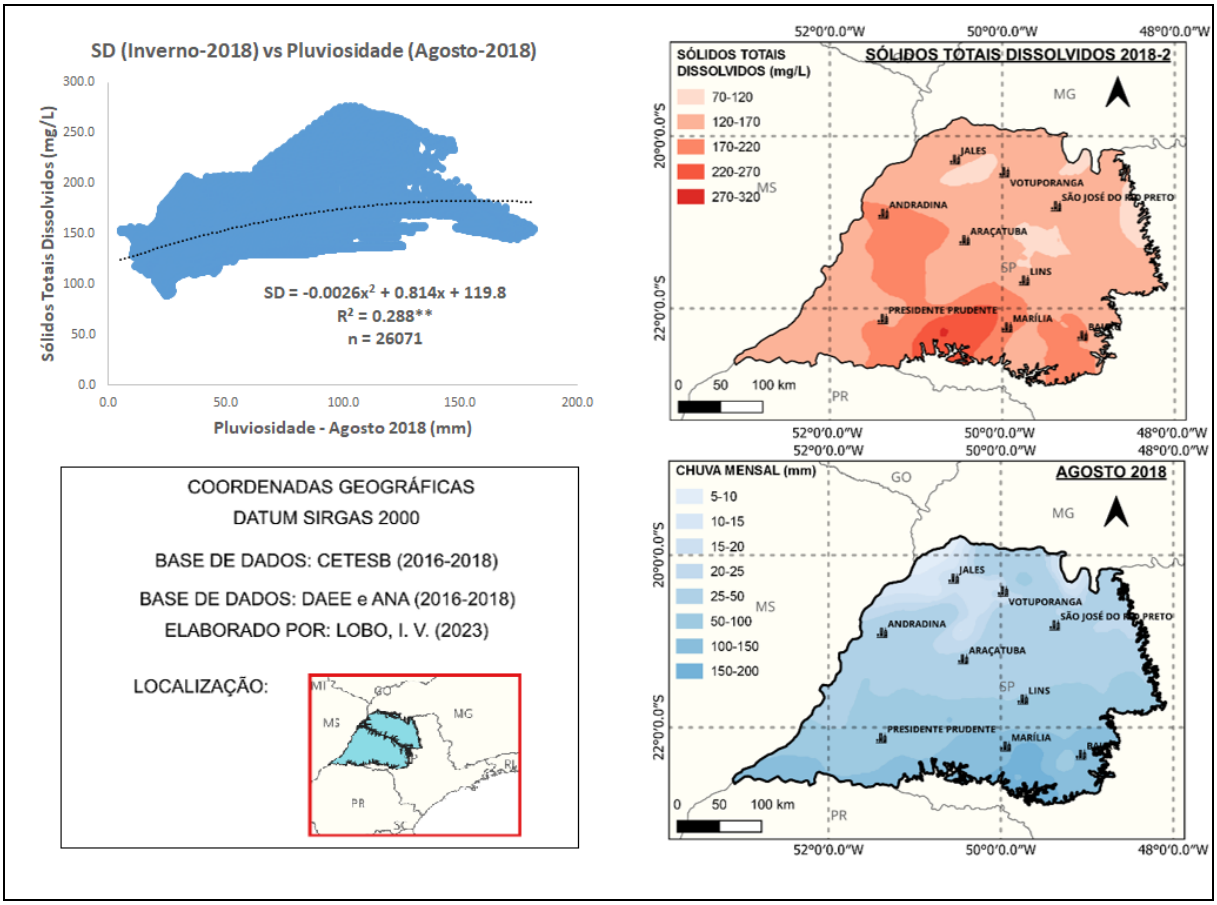
** = Valores significativos com p < 0,05. Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Figura 54 – Ajuste para correlação observada entre Crômio e Pluviosidade (agosto/2018) junto com seus respectivos mapas de concentrações e chuva mensal no SAB.



** = Valores significativos com p < 0,05. Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Figura 55– Ajuste para correlação observada entre Sólidos Totais Dissolvidos e Pluviosidade (agosto/2018) junto com seus respectivos mapas de concentrações e chuva mensal no SAB.



** = Valores significativos com p < 0,05. Fonte: Elaboração do Próprio Autor.

Devido à dificuldade em identificar um padrão consistente nas correlações entre os parâmetros estudados e a pluviosidade, tanto no verão quanto no inverno, considera-se a hipótese de que a extensão significativa grande da área compreendida pelo SAB e as diversas características físicas e ambientais presentes em todo o seu território possam influenciar de alguma forma as interações entre pluviosidade e parâmetros de qualidade da água. Nesse contexto, sugere-se, como uma investigação subsequente, a análise de correlação segmentando o SAB em recortes de regiões homogêneas, buscando uma melhor compreensão dessas interações.

6 CONCLUSÕES

Os resultados expressos pela estatística descritiva demonstram uma elevada variabilidade dos dados analisados. No que se refere a geoestatística, todos os anos e parâmetros de qualidade da água subterrânea apresentaram dependência espacial e bons ajustes semivariográficos, com apreciáveis resultados apresentados na forma de mapas por krigagem com boas correlações entre valores observados e estimados.

A partir da observação dos mapas foi identificado que a sazonalidade representa um possível fator de influência para o comportamento das concentrações da grande maioria dos parâmetros de qualidade avaliados. Padrões como aumento ou diminuição das variações espaciais dos seus maiores valores de concentração foram observados, apresentando diferenças nítidas entre o período seco e chuvoso.

As análises de correlações e testes gráficos entre parâmetros de qualidade e chuva mensal identificaram que as variações de parâmetros como o Bário, Cloreto, Crômio e Sólidos Totais Dissolvidos podem ser parcialmente explicadas por meio das variações da pluviosidade, principalmente no período de menores precipitações (outono/inverno).

As correlações observadas entre os parâmetros de qualidade e os períodos de maior pluviosidade (primavera/verão) não demonstraram consistência, revelando um padrão de comportamento divergente para um mesmo parâmetro com correlações variando entre positivas e negativas, sendo inconclusivas.

Os baixos coeficientes de correlação e determinação encontrados para alguns parâmetros podem estar relacionados à possibilidade de que características regionalizadas do SAB podem interagir com os padrões pluviométricos e afetar as correlações em análise.

Sugere-se realizar uma investigação mais detalhada através de recortes regionais, agrupando características ambientais semelhantes por região como as relacionadas à possibilidade de transporte de sedimentos, considerando fatores como solo, relevo, bacias hidrográficas, entre outros, buscando uma melhor compreensão das influências locais nas correlações em questão.

Foram realizadas também correlações entres os parâmetros de qualidade da água obtendo-se apreciáveis interações de aplicação prática que podem ser utilizadas na determinação de variações de parâmetros mais complexos por meio de outros de mais fácil determinação. O uso desse método traz vantagens significativas para o

monitoramento ambiental, simplificando o processo, reduzindo tempo e custos para as análises.

A contaminação da água subterrânea representa uma séria ameaça à saúde humana e ao meio ambiente. Os contaminantes presentes nessa fonte hídrica podem incluir substâncias químicas tóxicas que podem causar danos à saúde das comunidades que dependem dessa água para consumo além de afetar a biodiversidade e comprometer os serviços ecossistêmicos. É crucial realizar estudos mais aprofundados sobre a qualidade da água subterrânea, a fim de compreender melhor os riscos associados e desenvolver estratégias eficazes de gestão e remediação.

Assim, o presente estudo apresenta ferramentas valiosas para apoiar a gestão da qualidade das águas subterrâneas no SAB por meio dos resultados apresentados tanto na forma de mapas de krigagem, que apresentam valores de parâmetros de qualidade da água para locais não amostrados, quanto nas equações de regressão linear, que permitem prever uma variável dependente mais complexa por meio de outra menos complexa.

REFERÊNCIAS

ABANYIE, S. K. *et al.* Sources and factors influencing groundwater quality and associated health implications: a review. **Emerging Contaminants**, [*S. l.*], v. 9, n. 2, jun. 2023. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.emcon.2023.100207.

ABDALLA, K. V. P *et al.* Avaliação da dureza e das concentrações de cálcio e magnésio em águas subterrâneas da zona urbana e rural do município de Rosário-MA. **Águas Subterrâneas**, [*S. l.*], 2010.

AGOU, V. D. *et al.* Geostatistical analysis of precipitation in the island of Crete (Greece) based on a sparse monitoring network. **Environmental Monitoring and Assessment**, [*S. l.*], v. 191, n. 6, mai. 2019. Springer Science and Business Media LLC. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-019-7462-8.

ALMODOVAR, M. L. N. **Estudo da anomalia de cromo nas águas subterrâneas da região noroeste do estado de São Paulo**. 1995. 101 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1995.

ALVES DE SOUZA, F. Identificação das zonas de recarga e caracterização dos sistemas freáticos de Iporá –GO. **Geoambiente**, Jataí, n. 33, p. 22-44, 2019.

ANDRADE, A. R. S. *et al.* Geoestatística aplicada à variabilidade espacial e padrões nas séries temporais da precipitação no agreste pernambucano. **Journal Of Environmental Analysis and Progress**, [*S. l.*], v. 3, n. 1, p. 126-145, jan. 2018. Journal of Environmental Analysis and Progress - JEAP. http://dx.doi.org/10.24221/jeap.3.1.2018.1668.126-145.

ANDRADE, J. C. Química analítica básica: os conceitos acido-base e a escala de ph. **Revista Chemkeys**, [*S. l.*], n. 1, p. 1-6, 17 set. 2018. Universidade Estadual de Campinas. http://dx.doi.org/10.20396/chemkeys.v0i1.9642.

ANDRADE, T. S. *et al.* Variabilidade espaço-temporal da condutividade elétrica da água subterrânea na região semiárida de Pernambuco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [*S. l.*], v. 16, n. 5, p. 496-504, maio 2012. FapUNIFESP (SciELO). http://dx.doi.org/10.1590/s1415-43662012000500005.

ARUMUGAM, T. *et al.* An integration of soil characteristics by using GIS based Geostatistics and multivariate statistics analysis Sultan Batheri block, Wayanad District, India. **Urban Climate**, [*S. l.*], v. 46, dez. 2022. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.uclim.2022.101339.

ATAÍDE, D. H. S. *et al.* Métodos geoestatísticos e determinísticos na espacialização da altura dominante em povoamento de eucalipto. **Revista de Ciências Agrárias**, [*S. l.*], v. 43, n. 1, mai. 2020. Revista de Ciências Agrárias. http://dx.doi.org/10.19084/RCA.18347.

AZEVEDO, J. H.; CAMPOS, J. E. G. Flow patterns and aquifer recharge controls under Amazon rainforest influence: The case of the Alter do Chão aquifer system. **Journal of South American Earth Sciences**, [*S. l.*], v. 112, 2021.

BAGNARA, D.; PRIETTO, P. D. M.; TIMBOLA, R. S. Aplicação da krigagem ordinária na modelagem do pH e da dureza da água subterrânea na área central de Passo Fundo–RS. **Teoria e prática na engenharia civil**, n. 20, p. 15-22, 2012.

BALACCO, G. *et al.* Assessment of groundwater nitrate pollution using the Indicator Kriging approach. **Groundwater For Sustainable Development**, [*S. l.*], v. 21, mai. 2023. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.gsd.2023.100920.

BALBINO, R. *et al.* O papel da floresta no ciclo hidrológico em bacias hidrográficas. **Ambiência**, [*S. l.*], v. 4, n. 1, p. 131-149, abr. 2008.

BARBOSA, C. M. S.; MATTOS, A. Conceitos e diretrizes para recarga artificial de aqüíferos. **Águas Subterrâneas**, [*S. l.*], 2008. Disponível em: https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/23657.

BERTOLO, R. A.; HIRATA, R.; ALY JUNIOR, O. Método de Valoração da Água Subterrânea Impactada por Atividades Contaminantes no Estado de São Paulo. **Águas Subterrâneas**, [*S. l.*], v. 33, n. 3, p. 303-313, 26 ago. 2019. Lepidus Tecnologia. http://dx.doi.org/10.14295/ras.v33i3.29479.

BERTOLO, R. A.; MARCOLAN, L. N. O.; BOUROTTE, C. L. M.. Relações Água-Rocha e a Hidrogeoquímica do Cromo na Água Subterrânea de Poços de Monitoramento Multiníveis de Urânia, SP, Brasil. **Geologia Usp. Série Científica**, [*S. l.*], v. 9, n. 2, p. 47-62, 1 jun. 2009. Universidade de Sao Paulo, Agencia USP de Gestao da Informacao Academica (AGUIA). http://dx.doi.org/10.5327/z1519-874x2009000200003.

BERTOLO, R. *et al.* Água subterrânea para abastecimento público na Região Metropolitana de São Paulo: é possível utilizá-la em larga escala?. **Revista DAE**. São Paulo, v. 63, n. 199, p. 6-17, 2015.

BERTOLO, R. *et al.* Anomalous content of chromium in a Cretaceous sandstone aquifer of the Bauru Basin, state of São Paulo, Brazil. **Journal Of South American Earth Sciences**, [*S. l.*], v. 31, n. 1, p. 69-80, fev. 2011b. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jsames.2010.10.002.

BERTOLO, R. *et al.* Geochemistry of natural chromium occurrence in a sandstone aquifer in Bauru Basin, São Paulo State, Brazil**. Applied Geochemistry,** [*S. l.*], v. 26, n. 8, p. 1353-1363, ago. 2011a. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2011.05.009.

BODRUD-DOZA, M. *et al.* Delineation of trace metals contamination in groundwater using geostatistical techniques: a study on dhaka city of bangladesh. **Groundwater for Sustainable Development**, [*S. l.*], v. 9, out. 2019. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.gsd.2019.03.006.

BORGHETTI, N. R. B.; BORGHETTI, J. R.; ROSA FILHO, E. F. da. **A integração das águas. Revelando o verdadeiro Aquífero Guarani**. Curitiba: Edição da Autora, 2011. 276 p.

BOROH, A. W. *et al.* Comparison of geostatistical and machine learning models for predicting geochemical concentration of iron: case of the nkout iron deposit (south cameroon). **Journal Of African Earth Sciences**, [*S. l.*], v. 195, nov. 2022. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2022.104662.

BRAGA, E. A. S. *et al.* Classificação da água subterrânea com base nos sólidos totais dissolvidos estimado. **Águas Subterrâneas**, [*S. l.*], v. 35, n. 2, jul. 2021. Lepidus Tecnologia. http://dx.doi.org/10.14295/ras.v35i2.30051.

BRASIL. Agência Nacional das Águas e Saneamento Básico. **Atlas águas: segurança hídrica do abastecimento urbano**. Brasília: ANA, 2021a.

BRASIL. Agência Nacional das Águas e Saneamento Básico. **Ciclo Hidrológico e Águas Subterrâneas**. Brasília: ANA, 2014a.

BRASIL. Agência Nacional das Águas e Saneamento Básico. **Mapa de áreas de afloramento dos aquíferos do Brasil**. Brasília: ANA, 2014b.

BRASIL. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. **Projeto Rede Integrada de Monitoramento das Águas Subterrâneas: relatório diagnóstico Sistema Aquífero Bauru-Caiuá nos Estados de São Paulo, Mato Grosso do Sul e Paraná**. Belo Horizonte: CPRM, 2012. 40 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. 2011. **Portaria n.º 2.914, de 12 de Dezembro de 2011.** Dispõe sobre normas de potabilidade de água para o consumo humano. [portaria e anexos]. Brasília: SVS, 2011.

BRASIL. Ministério da Saúde. 2021b. **Portaria n.º 888, de 04 de Maio de 2021.** Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. [portaria e anexos]. Brasília, 2021b.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. 2014c. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS/Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde**. Brasília: FUNASA, 2014c.112 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 396, de 3 de abril de 2008**. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Publicada no DOU nº 66, de 7 de abril de 2008, Seção 1, páginas 64-68.

BRASÍLIA. Companhia de Planejamento do Distrito Federal – Codeplan. **Relações entre as áreas de recarga dos aquíferos e áreas destinadas à urbanização: estudo dos padrões de ocupação do solo da unidade hidrográfica do Lago Paranoá – DF**. Brasília: Codeplan, 2018.

CÂMARA, G. *et al.* Spring: integrating remote sensing and gis by object-oriented data modelling. **Computers & Graphics**, [*S. l.*], v. 20, n. 3, p. 395-403, mai. 1996. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/0097-8493(96)00008-8.

CAMPOS, J. C. V. *et al.* GESTÃO INTEGRADA DOS RECURSOS HÍDRICOS NA ÁREA DE OCORRÊNCIA DO SISTEMA AQUÍFERO BAURU. **Águas Subterrâneas**, 2018.

CAMPOS, J. C. V.; GASTMANS, D.; SANTAROSA, L. V. Utilização do GRACE no cálculo da recarga das águas subterrâneas no Sistema Aquífero Bauru na Bacia do Rio São Jerônimo - Triângulo Mineiro. **Águas Subterrâneas**, [*S. l.*], v. 37, n. 2, fev. 2023. Lepidus Tecnologia. http://dx.doi.org/10.14295/ras.v37i2.30168.

CANATO, H. M. *et al.* Caracterização hidrogeoquímica do aquífero adamantina na área urbana de Bauru, SP. **Ciência & Engenharia**, [*S. l.*], v. 23, n. 2, p. 39-47, 11 mar. 2014. EDUFU - Editora da Universidade Federal de Uberlandia. http://dx.doi.org/10.14393/19834071.2014.24758.

CAPPI, N. *et al.* Avaliação sazonal da qualidade das águas subterrâneas da Bacia do Córrego Fundo, Aquidauana-MS. **Geosul**, [*S. l.*], v. 26, n. 50, 2010. Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). http://dx.doi.org/10.5007/2177-5230.2010v26n50p151.

CARMO, J. C. C. do; OLIVEIRA, I. B. de. Correlação Espacial do Alto Teor de Ferro na Água Subterrânea dos Aquíferos Sedimentar e Metassedimentar do Estado da Bahia e os atributos, Clima, Pluviometria e Litologia. **Águas Subterrâneas**, [*S. l.*], v. 34, n. 3, set. 2020. Lepidus Tecnologia. http://dx.doi.org/10.14295/ras.v34i3.29943.

CARVALHO, J. R. P.; ASSAD, E. D.; PINTO, H. S. Interpoladores geoestatísticos na análise da distribuição espacial da precipitação anual e de sua relação com altitude. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, [*S. l.*], v. 47, n. 9, p. 1235-1242, set. 2012. FapUNIFESP (SciELO). http://dx.doi.org/10.1590/s0100-204x2012000900008.

CASTILHO-BARBOSA, I. N. B. *et al.* Conhecer para conservar aquíferos: como torná-los visíveis? **Terræ Didatica**, v. 16, p. 1-12, 2020.

CASTRO, J. *et al.* Potabilidade das águas subterrâneas para o consumo humano na área do polo industrial de Barcarena-Pará. **Enciclopédia Biosfera**, [*S. l.*], v. 10, n. 19, 2014.

CETESB (São Paulo). Companhia Ambienta de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente. 2017. **Ficha de Informações toxicológicas [Bário]**.

CETESB (São Paulo). Companhia Ambiental de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente. 2022. **Qualidade das águas subterrâneas no Estado de São Paulo 2019-2021**. (Série Relatórios). São Paulo, CETESB, 242p.

CETESB (São Paulo). Companhia Ambiental de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente. 2019. **Qualidade das águas subterrâneas no Estado de São Paulo: 2016-2018**. (Série Relatórios). São Paulo, CETESB, 291p.

CHANG, H. K.; STRADIOTO, M. R.; SILVA, F. P. Tipos hidroquímicos do Sistema Aquífero Bauru no Estado de São Paulo. **Àguas subterrâneas**. [*S. l.*], v. 30, n. 2, p. 224-245, 2016.

CHARLES, T. S. *et al.* Estimating average annual rainfall by ordinary kriging and TRMM precipitation products in midwestern Brazil. **Journal Of South American Earth Sciences**, [S. L.], v. 118, out. 2022. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jsames.2022.103937.

CHEN, X. *et al.* Quantifying natural recharge characteristics of shallow aquifers in groundwater overexploitation zone of North China. **Water Science and Engineering**, [*S. l.*], v. 14, p. 184-192, 2021.

CHIARELLI, R. *et al.* Toxic effects induced by vanadium on sea urchin embryos. **Chemosphere**, [*S. l.*], v. 274, jul. 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129843.

CONCEIÇÃO, F. *et al.* Influências Naturais e Antrópicas na Qualidade da Água Subterrânea de Poços de Abastecimento Público na Área Urbana de Marília (SP**). Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [*S. l.*], v. 19, n. 3, p. 227-238, 2014. FapUNIFESP (SciELO). http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v19n3.p227-238.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. CNRH. **Resolução CNRH nº 15, de 11/01/2001**. Brasília: MMA, 2001.

CORAÇA, A. L. S.; HELENE, L. P. I. Determinação da vulnerabilidade natural do Aquífero Bauru na Ba-cia Hidrográfica do Rio Itaquerê. **Águas Subterrâneas**, [*S. l.*], v. 35, n. 3, fev. 2022. Lepidus Tecnologia. http://dx.doi.org/10.14295/ras.v35i3.30113.

CORSON-DOSCH, H. *et al.* **The Water Cycle (Poster, PDF)**, Water Science School. 2022.
COSTA, I. *et al.* A sazonalidade de contaminantes em águas subterrâneas e superficiais entorno de um aterro sanitário na região Amazônica. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, [*S. l.*], v. 11, n. 6, p. 371-382, jul. 2020a. Companhia Brasileira de Producao Cientifica. http://dx.doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2020.006.0030.

COSTA, C. T. F. *et al.* Análise multivariada aplicada ao estudo hidroquímico das águas subterrânea na bacia sedimentar do Araripe – CE. **Águas Subterrâneas**, [*S. l.*], v. 34, n. 2, 14 mai. 2020b. Lepidus Tecnologia. http://dx.doi.org/10.14295/ras.v34i2.29874.

COSTA, I. S. *et al.* Mapeamento da precipitação em uma Região do Nordeste Brasileiro por meio de técnicas geoestatística. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, [*S. l.*], v. 12, n. 5, p. 761-769, mar. 2021. Companhia Brasileira de Producao Cientifica. http://dx.doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2021.005.0059.

CRESSIE, N. A. C. 1991**. Statistics for spatial data**. New York, John Wiley & Sons, 920p.

CURZIO, D.; RUSI, S.; SIGNANINI, P. Advanced redox zonation of the San Pedro Sula alluvial aquifer (Honduras) using data fusion and multivariate geostatistics. **Science of the Total Environment**, [*S. l.*], v. 695, dez. 2019. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133796.

DELLA TOGNA, R. J. B.; MANTILLA, J. Estudo das águas subterrâneas no Estado de São Paulo. **Revista DAE**, São Paulo, n. 86, 1972.

DHAL, B. *et al.* Chemical and microbial remediation of hexavalent chromium from contaminated soil and mining/metallurgical solid waste: a review. **Journal Of Hazardous Materials**, [*S. l.*], v. 250-251, p. 272-291, abr. 2013. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.01.048.

DINIZ, C. C. M. *et al.* Challenges in the management of groundwater in the municipality of Sete Lagoas - MG. **Research, Society and Development**, [*S. l.*], v. 12, n. 4, 2023. http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v12i4.40887

DINIZ, C. C. M. *et al.* Desafios na gestão das águas subterrâneas no município de Sete Lagoas – MG. **Research, Society And Development**, [*S. l.*], v. 12, n. 4, mar. 2023. Research, Society and Development. http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v12i4.40887.

DINIZ, J. A. O. *et al.* **Mapa hidrogeológico do Brasil ao milionésimo: nota técnica**. Recife. CPRM - Serviço Geológico do Brasil, 2014. 45 p.

DUNKERLEY, D. L. Light and low-intensity rainfalls: A review of their classification, occurrence, and importance in landsurface, ecological and environmental processes. **Earth-Science Reviews**, [*S. l.*], v. 214, 2021.

FARD, A. K. *et al.* Barium removal from synthetic natural and produced water using MXene as two dimensional (2-D) nanosheet adsorbent. **Chemical Engineering Journal**, [*S. l.*], v. 317, p. 331-342, jun. 2017. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2017.02.090.

FATOLA, O. I. *et al.* Trends in vanadium neurotoxicity. **Brain Research Bulletin**, [*S. l.*], v. 145, p. 75-80, fev. 2019. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.brainresbull.2018.03.010.

FEITOSA, F. A. C. *et al.* **Hidrogeologia, conceitos e aplicações.** Rio de Janeiro: CPRM - Serviço Geológico do Brasil, 2008. 812 p.

FERREIRA, I. O. *et al.* Estudo sobre a utilização adequada da krigagem na representação computacional de superfícies batimétricas. **Revista Brasileira de Cartografia**, [*S. l.*], v. 65, n. 5, out. 2013. EDUFU - Editora da Universidade Federal de Uberlandia. http://dx.doi.org/10.14393/rbcv65n5-43864.

FOSTER, S. *et al.* **Groundwater Quality Protection: A Guide for Water Service Companies, Municipal Authorities and Environment Agencies**. Banco Mundial: Washington: 2007, 103 f. Disponivel em: <http://twixar.me/y9Rm>. Acesso em: 9 de junho de 2021.

FRANCISCO, P. R. M. *et al.* POLLO, R. A. *et al.* Geoestatística aplicada ao estudo da variabilidade espacial de indicadores de qualidade dos solos. *In:* FRANCISCO, P. R. M. *et al.* (Ed.), **Agrociências: Natureza & Conservação**. Campina Grande: EPTEC, 2023. p. 34-48.

FRANCO, A. O.; ARCOS, F. O. Vulnerabilidade natural de aquíferos e a potencial contaminação dos recursos hídricos subterrâneos no Estado do Acre. **Águas Subterrâneas**, [*S. l.*], v. 34, n. 1, 2020.

FREDDO FILHO, V. J. **Relatório SIAGAS 2020: coleta, consistência, armazenamento e difusão de informações hidrogeológicas**. Rio de Janeiro: CPRM - Serviço Geológico do Brasil, 2020. 35 p.

FREITAS, R. C. S. *et al.* Contaminação ambiental por metais pesados provenientes do descarte irregular de resíduos sólidos urbanos. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, [*S. l.*], v.12, n.9, p.433-441, 2021. DOI: http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.009.0033

FUCKNER, M. A. **Geomorfologia do Brasil**. Agência Nacional das Águas. 2003.

GARPELLI, L. N.; GASTMANS, D. Potencial hidromineral dos aquíferos do estado de São Paulo. **Pesquisas em Geociências**, [*S. l.*], v. 47, n. 3, 2020.

GODOY, M. C. T. F. *et al.* Contaminação das águas subterrâneas por nitrato em Presidente Prudente – SP, Brasil. **Revista do Instituto Adolfo Lutz**, [*S. l.*], v. 63, n. 2, p. 208–14, 2004.

GOMES, M. C. R.; CAVALCANTE, I. N. Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água subterrânea. **Águas Subterrâneas**, [*S. l.*], v. 31, n. 1, p. 134-149, 7 fev. 2017. Lepidus Tecnologia. http://dx.doi.org/10.14295/ras.v31i1.28617.

GONÇALVES, M. V. P. *et al.* Comportamento sazonal dos níveis do fluoreto nas águas subterrâneas (2010 a 2012) e riscos à saúde bucal em Serra do Ramalho, Bahia (BR). **Concilium**, [*S. l.*], v. 22, n. 4, p. 44-63, jun. 2022. União Atlântica de Pesquisadores. http://dx.doi.org/10.53660/clm-291-306.

GONÇALVES, V. F. M. Estimativa da recarga para o Sistema Aquífero Bauru no munícipio de Assis/SP. **Águas Subterrâneas**, [*S. l.*], mar. 2017. Lepidus Tecnologia. http://dx.doi.org/10.14295/ras.v0i0.28726.

GONÇALVES, V. F. M.; MANZIONE, R. L. Estimativa da recarga das águas subterrâneas no Sistema Aquífero Bauru (SAB). **Geo Uerj**, [*S. l.*], n. 35, p. 1-9, 21 dez. 2019. Universidade de Estado do Rio de Janeiro. http://dx.doi.org/10.12957/geouerj.2019.37063.

GREEN, T. R. *et al.* Beneath the surface of global change: Impacts of climate change on groundwater. **Journal of Hydrology,** [*S. l.*], v. 405, p. 532-560, ago. 2011.

GREGO, C. R.; OLIVEIRA, R. O. Conceitos básicos da geoestatística. *In:* OLIVEIRA, R. O.; GREGO C. R.; BRANDÃO, Z. N. (Ed.), **Geoestatística aplicada na Agricultura de Precisão utilizando o Vesper**. Brasília, DF: Embrapa, 2015. p. 41-62.

GREGO, C. R.; OLIVEIRA, R. P.; VIEIRA, S. R. Geoestatística aplicada a Agricultura de Precisão. *In:* BERNARDI, A. C. de C. et al (Ed.), **Agricultura de precisão:** resultados de um novo olhar, Brasília, DF: Embrapa, 2014. p. 74-83.

GROTT, S. L. *et al.* Variação espaço-sazonal de parâmetros da qualidade da água subterrânea usada em consumo humano em Macapá, Amapá, Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [*S. l.*], v. 23, n. 4, p. 645-654, ago. 2018. FapUNIFESP (SciELO). http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522018162018.

GRYNYSHYNA-POLIUGA, O. Characteristic of modelling spatial processes using geostatistical analysis. **Advances In Space Research**, [*S. l.*], v. 64, n. 2, p. 415-426, jul. 2019. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.asr.2019.04.020.

GUNDOGDU, I. B. Usage of multivariate geostatistics in interpolation processes for meteorological precipitation maps. **Theoretical And Applied Climatology**, [*S. l.*], v. 127, n. 1-2, p. 81-86, set. 2015. Springer Science and Business Media LLC. http://dx.doi.org/10.1007/s00704-015-1619-3.

HARRINGTON, J. M. *et al.* Internal dose of vanadium in rats following repeated exposure to vanadyl sulfate and sodium orthovanadate via drinking water. **Toxicology and Applied Pharmacology.** [*S. l.*], v. 412, 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.taap.2021.115395.

HIERA, M. D.; SOUZA FILHO, E. E.; BORSATO, V. A. As chuvas de junho e a primeira onda de frio intenso de 2013: a atuação dos sistemas atmosféricos e o ritmo climático para a região de Maringá. **Geoingá**, Maringá, v. 6, n. 1, p. 78-94, 2014.

HIRATA, R. C. A. *et al.* **As águas subterrâneas e sua importância ambiental e socioeconômica para o Brasil**. São Paulo: Universidade de São Paulo, Instituto de Geociências, 2019. 66p.

HIRATA, R. C. A. Os recursos hídricos subterrâneos e as novas exigências ambientais. **Revista do Instituto Geológico**, [*S. l.*], v. 14, n. 2, p. 39-62, 1993. Instituto Geológico. http://dx.doi.org/10.5935/0100-929x.19930009.

HIRATA, R.; CONICELLI, B. P. Groundwater resources in Brazil: a review of possible impacts caused by climate change. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, [*S. l.*], v. 84, n. 2, p. 297–312, 2012. http://dx.doi.org/10.1590/s0001-37652012005000037.

HIRATA, R.; SUHOGUSOFF, A. V. How much do we know about the groundwater quality and its impact on Brazilian society today? **Acta Limnologica Brasiliensia**, [*S. l.*], v. 31, 2019. http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x4419.

HOSSAIN, M.; PATRA, P. K. Contamination zoning and health risk assessment of trace elements in groundwater through geostatistical modelling. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, [*S. l.*], v. 189, fev. 2020. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110038.

HU, K. *et al.* Hydrogeological characterisation of groundwater over Brazil using remotely sensed and model products. **Science Of The Total Environment**, [*S. l.*], v. 599-600, p. 372-386, dez. 2017. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.188.

IRITANI, M. A.; EZAKI, S. **As águas subterrâneas do Estado de São Paulo**. 3. ed. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente – SMA, 2012. 106p.

JACOBSEN, B. H. *et a*l. Health-economic valuation of lowering nitrate standards in drinking water related to colorectal cancer in Denmark. **Science of The Total Environment**, v. 906, p. 167368, 2024. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167368

JUNIOR, J. L. S. *et al.* Condições de potabilidade de águas subterrâneas utilizadas para consumo humano no município de Campina Grande, Paraíba. **Brazilian Journal of Developmen**t, [*S. l*.], v. 6, n. 8, p. 58870-58883, 2020.

JYRKAMA, M. I.; SYKES, J. F. The impact of climate change on spatially varying groundwater recharge in the grand river watershed (Ontario). **Journal of Hydrology,** [*S. l*.], v. 338. p. 237-250, mai. 2007.

KRIGE, D. G. A statistical approach to some basic mine evaluation problems on the Witwatersrand. **Journal South African**. Institute. Minning Metttal, n. 52, p. 119-139, 1951. LANDIM, P. M. B. Sobre Geoestatística e Mapas. **Terræ Didatica**, v.2, p.19-33, 2006.

LAUREANO, J. J. *et al.* Análise da qualidade da água subterrânea: estudo de caso na microbacia do Igarapé Nazaré (Rondônia, Amazônia ocidental). **Águas Subterrâneas**, [*S. l*.], v. 35, n. 1, p. 1-1, 21 dez. 2020. Lepidus Tecnologia. http://dx.doi.org/10.14295/ras.v35i1.29972.

LEE, J. *et al.* A review on the metallurgical recycling of vanadium from slags: towards a sustainable vanadium production. **Journal Of Materials Research And Technology,** [*S. l*.], v. 12, p. 343-364, mai. 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jmrt.2021.02.065.

LEMOS, M. M. *et al.* Qualidade das águas subterrâneas no estado de São Paulo, em poços tubulares utilizados para abastecimento público. **Águas Subterrâneas**, [*S. l.*], n. 1, 2002. Disponível em: https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/22333.

LIMA, C. G. R. *et al.* Correlação linear e espacial entre a produtividade de forragem, a porosidade total e a densidade do solo de Pereira Barreto (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 1233-1244, 2007.

LIMA, C. G. R. *et al.* Metodologias indiretas de mensuração da erodibilidade do solo e caracterização da variabilidade espacial. **Mercator** (Fortaleza), v. 20, 2021. https://doi.org/10.4215/rm2021.e20023

LIMA, C. G. R. *et al.* Variabilidade espaçotemporal das águas subterrâneas do aquífero Bauru impróprias para o consumo humano: concentrações de bário, crômio total e vanádio. **Pesquisas em Geociências**, [*S. l*.], v. 47, n. 2, out. 2020. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. http://dx.doi.org/10.22456/1807-9806.108582.

LIMA, C. G. R. *et al.* Variabilidade espaçotemporal das águas subterrâneas do aquífero Bauru impróprias para o consumo humano: concentrações de bário, crômio total e vanádio. **Pesquisas em Geociências**, [*S. l*.], v. 47, n. 2, out. 2020. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. http://dx.doi.org/10.22456/1807-9806.108582.

LIMA, C. G. R. *et al.* Variabilidade espaçotemporal das águas subterrâneas do aquífero Bauru impróprias para o consumo humano: concentrações de bário, crômio total e vanádio. **Pesquisas em Geociências**, [*S. l*.], v. 47, n. 2, p. 096380-10, 22 out. 2020. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. http://dx.doi.org/10.22456/1807-9806.108582.

LIU, C. *et al.* Analysis and visualization of vanadium mineral diversity and distribution. **American Mineralogist**, [*S. l.*], v. 103, n. 7, p. 1080-1086, 1 jul. 2018. Mineralogical Society of America. http://dx.doi.org/10.2138/am-2018-6274.

LIU, J. *et al.* Hydrochemical evaluation of groundwater quality and human health risk assessment of nitrate in the largest peninsula of China based on high-density sampling: a case study of weifang. **Journal Of Cleaner Production**, [*S. l.*], v. 322, nov. 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129164.

LÖBLER, C. A.; SILVA, J. L. S. Vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas do município de Nova Palma, Rio Grande do Sul, Brasil. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, [*S. l.*], v. 10, n. 1, jan. 2015. Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrograficas (IPABHi). http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1390.

LOBO, I. V. *et al.* Spatial and Temporal Variability of Groundwater Quality Parameters in the Bauru Aquifer System (São Paulo State, Brazil). **Anuário do Instituto de Geociências**, [*S. l.*], v. 46, abr. 2023. Universidade Federal do Rio de Janeiro. http://dx.doi.org/10.11137/1982-3908_2023_46_53748.

LORENZI, V. *et al.* Recharge assessment of the Gran Sasso aquifer (Central Italy): Time-variable infiltration and influence of snow cover extension. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, [*S. l.*], v. 41, 2022.

LOURENCETTI, J. *et al.* Comparação da superexplotação do Aquífero Bauru nos anos de 2002 e 2012. **Research, Society and Development**, [*S. l.*], v. 9, n. 10, out. 2020. Research, Society and Development. http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v9i10.9176.

LUCON, T. N. *et al.* Recharge sources and hydraulic communication of karst aquifer, São Miguel watershed, MG, Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, [*S. l.*], v. 100, 2020.

LUENGO-OROZ, N.; BELLOMOS, S.; D'ALESSANDRO, V. 2014. High vanadium concentrations in groundwater at el Hierro (Canary Islands, Spain). *In:* International Hydrogeological Congress, 10, 2014, Thessaloniki. **Anais […].** Thessaloniki: Aristotle University of Thessaloniki, 2014. 427- 435p. Disponível em: https://core.ac.uk/reader/41153410

LUGON, J. Jr.; RODRIGUE, P. P. G. W. Hidrologia e ciclo hidrológico. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, [*S. l.*], v. 2, n. 2, dez. 2008.

LUNDGREN, W. J. C. *et al.* A Precisão da Estimativa do Erro da Krigagem pela Validação Cruzada. **Floresta e Ambiente**, [*S. l.*], v. 24, out. 2017. FapUNIFESP (SciELO). http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.124114.

MACHADO, A. L. S.; PACHECO, J. B. Serviços ecossistêmicos e o ciclo hidrológico da bacia hidrográfica amazônica. **Geonorte**, [*S. l.*], v. 1, n. 1, p. 71-89, 2010.

MAGERSKI, J. M.; FILHO, J. S. D. Avaliação da técnica de krigagem ordinária utilizando o modelo geoestatístico estável no preenchimento de falhas de séries de precipitação pluviométrica nas sub-bacias hidrográficas localizadas em regiões de classificação climática distintas no estado do Paraná. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 04, p. 2149-2171, 2021.

MÄLICKE, M. *et al.* SciKit-GStat Uncertainty: a software extension to cope with uncertain geostatistical estimates. Spatial Statistics, [*S. l.*], v. 54, abr. 2023. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.spasta.2023.100737.

MANCUSO, M. A.; CAMPOS, J. E. 2005. Aquífero Bauru. In: G. Rocha (coord.) **Mapa de Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo**. São Paulo, DAEE/IG/IPT/CPRM, 2005, p. 30-38.

MANUEL, L. *et al.* Estudo da variabilidade espacial da concentração de cobre e cádmio ao longo da margem do rio Meuse. **Pubvet**, [*S. l.*], v. 11, n. 8, p. 802-807, ago. 2017. Editora MV Valero. http://dx.doi.org/10.22256/pubvet.v11n8.802-807.

MANZIONE, R. L. Mapeamento das características dinâmicas do nível freático do Sistema Aquífero Bauru como instrumento de gestão de recursos hídricos. **Geologia Usp. Série Científica**, [*S. l.*], v. 18, n. 1, p. 227-240, mar. 2018. Universidade de Sao Paulo, Agência USP de Gestão da Informação Acadêmica (AGUIA). http://dx.doi.org/10.11606/issn.2316-9095.v18-137819

MANZIONE, R. L. Mapeamento das características dinâmicas do nível freático do Sistema Aquífero Bauru como instrumento de gestão de recursos hídricos. **Geologia Usp. Série Científica**, [*S. l.*], v. 18, n. 1, p. 227-240, mar. 2018. Universidade de Sao Paulo, Agência USP de Gestão da Informação Acadêmica (AGUIA). http://dx.doi.org/10.11606/issn.2316-9095.v18-137819.

MANZIONE, R. L.; CASTRIGNANÒ, A. A geostatistical approach for multi-source data fusion to predict water table depth. A geostatistical approach for multi-source data fusion to predict water table depth. **Science Of the Total Environment**, [*S. l.*], v. 696, dez. 2019. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133763.

MANZIONE, R. L.; CASTRIGNANÒ, A. A geostatistical approach for multi-source data fusion to predict water table depth. **Science Of the Total Environment**, [*S. l.*], v. 696, dez. 2019. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133763.

MANZIONE, R. L.; SILVA, C. O. F.; CASTRIGNANÒ, A. A combined geostatistical approach of data fusion and stochastic simulation for probabilistic assessment of shallow water table depth risk. **Science Of the Total Environment**, [*S. l.*], v. 765, abr. 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142743.

MAPBIOMAS. **Coleção da Série Mapas de Uso e Cobertura do Solo Brasileiro**. [*S. l.*]: Maobiomas, 2017. (Série Coleção de Mapas de Cobertura e Uso do Solo Brasileiro). Disponível em: http://mapbiomas.org/.

MARCOLAN, L. N. O. **Investigação hidrogeoquímica do cromo no aquífero Adamantina no município de Urânia – SP.** 2009. 62 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

MARQUES, C. H. G. *et al.* Evolução espacial e temporal da contaminação por nitrato no aquífero urbano de Urânia (SP). **Águas Subterrâneas**, [*S. l.*], v. 33, n. 3, p. 258-269, 15 jun. 2019. Lepidus Tecnologia. http://dx.doi.org/10.14295/ras.v33i3.29524.

MARQUES, S. M. Análise espacial e temporal de parâmetros de qualidade das águas do Aquífero Bauru de 2010. 2018. 92 f. Dissertação (Mestrado Curso de Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Ilha Solteira, 2018.

MARQUES, S. M.; LIMA, C. G. R. Análise da Variação Espacial do Parâmetro pH no Aquífero Bauru nos anos 2010, 2011 e 2012. **Periódicos Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**. [*S. l.*], v. 13, n. 04, 2017.

MARTINS, S. M. B.; FIGUEIREDO, R. A. Diagnóstico sobre o conhecimento da comunidade em uma área de recarga do Aquífero Guarani, região de São Carlos, SP, Brasil. **Ambiência**, Guarapuava, v. 6, n. 3, p. 465 – 477, 2010.

MASOOD, M. U. *et al*. Exploring Groundwater Quality Assessment: A Geostatistical and Integrated Water Quality Indices Perspective. **Water**, v. 16, n. 1, p. 138, 2024.

MASOUD, A. A. *et al.* Assessment of groundwater and soil quality degradation using multivariate and geostatistical analyses, Dakhla Oasis, Egypt. **Journal Of African Earth Sciences**, [*S. l.*], v. 142, p. 64-81, jun. 2018. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2018.03.009.

MASOUD, A. A. Groundwater quality assessment of the shallow aquifers west of the Nile Delta (Egypt) using multivariate statistical and geostatistical techniques. **Journal Of African Earth Sciences**, [*S. l.*], v. 95, p. 123-137, jul. 2014. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2014.03.006.

MATAVELI, L. R. V. *et al.* Avaliação dos níveis de cromo total em águas para consumo humano. **Revista do Instituto Adolfo Lutz**, [*S. l.*], v. 77, p. 1-11, 2018.

MATHERON, G. **Traité de Géostatistique Appliquée** - Tome I: Mémoires du Bureau de Recherches Géologiques et Minières: Editions Technip, vol. 14., 1962. 333p.

MELLO, Y. R.; OLIVEIRA, T. M. N. Análise Estatística e Geoestatística da Precipitação Média para o Município de Joinville (SC). **Revista Brasileira de Meteorologia**, [*S. l.*], v. 31, n. 2, p. 229-239, jun. 2016. FapUNIFESP (SciELO). http://dx.doi.org/10.1590/0102-778631220150040.

MENDES, L. S. A. S. *et al.* Influência dos atributos naturais no carreamento de substância tóxicas em águas subterrâneas no município de Russas - CE. *In:* Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 20., 2023, Florianópolis. **Anais [...].** São José dos Campos: INPE, 2023. Disponível em: https://proceedings.science/sbsr-2023/trabalhos/influencia-dos-atributos-naturais-no-carreamento-de-substancia-toxicas-em-aguas?lang=pt-br

MESTRINHO, S. S. P. Qualidade de águas subterrâneas e hidrogeoquímica para o agronegócio. **Águas Subterrâneas**, [*S. l.*], n. 1, 2005. Disponível em: https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/23234.

MIDÕES, C.; FERNANDES, J.; COSTA, C. G. da. Água subterrânea: conhecer para proteger e preservar. **Publicação sob o projecto Nº P-IV-1052, do Programa Ciência Viva**, 2001.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa Copam nº 05, de 14 de setembro de 2017**. Diário executivo de Minas Gerais de 20. set. 2017. Diário Oficial de Minas Gerais, Poder Executivo. Belo Horizonte, MG.

MIRANDA, R. A. C. de.; OLIVEIRA, M. V. S. de.; SILVA, D. F. da. Ciclo hidrológico planetário: abordagens e conceitos. **Geo UERJ**, Rio de Janeiro, v. 1, n. 21, 2010.

MONTANHEIRO, F.; KIANG, C. H. Nitrato no Aquífero Adamantina: o caso do município de Monte Azul Paulista, SP. **Revista do Instituto Geológico**, São Paulo, v. 37, n. 2, p. 25-44, 2016. http://dx.doi.org/10.5935/0100-929X.20160007

MONTENEGRO, A. *et al.* Dinâmica Hidro-salina em Aqüífero Aluvial Utilizado para Agricultura Irrigada Familiar em Região Semi-árida. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [*S. l.*], v. 8, n. 2, p. 85-92, 2003. FapUNIFESP (SciELO). http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v8n2.p85-92.

MOREIRA, E. V. *et al.* Espacialidade dos atributos químicos de águas subterrâneas do município de Granito, PE. **Research, Society And Development**, [*S. l.*], v. 9, n. 12, dez. 2020. Research, Society and Development. http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v9i12.10779.

MOREIRA, E. V. *et al.* Espacialidade dos atributos químicos de águas subterrâneas do município de Granito, PE. **Research, Society And Development,** [*S. l.*], v. 9, n. 12, dez. 2020. Research, Society and Development. http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v9i12.10779.

MOREIRA, M. H; KOPP, K. A.; NARDOCCI, A. C. Avaliação da qualidade da água para consumo humano proveniente de poços rasos e do risco de infecção desta por exposição a patógenos emergentes em um bairro de Goiânia, Goiás. **Águas Subterrâneas**, [*S. l.*], v. 35, n. 2, p. 6-9, 27 out. 2021. Lepidus Tecnologia. http://dx.doi.org/10.14295/ras.v35i2.30043.

MOURA, C. C. *et al.* Concentrações de nitrato nas águas subterrâneas em áreas rurais do muni-cípio de São José do Rio Preto (SP). **Águas Subterrâneas**, [*S. l.*], v. 29, n. 3, p. 268-284, 8 dez. 2015. Lepidus Tecnologia. http://dx.doi.org/10.14295/ras.v29i2.27980.

NERY, J. T. Dinâmica climática da região sul do Brasil. **Revista Brasileira de Climatologia**. [*S. l.*], v. 1, n. 1, dez. 2005.

NERY, J. T.; CARFAN, A. C.; PARIZOTTO, T. M. Análise da precipitação pluvial na bacia do Paranapanema. **Revista Brasileira de Climatologia**. [*S. l.*], v. 5, 2009. Disponível em: <http://twixar.me/9nRm>. Acesso em: 26 de maio de 2021.

NOBRE, M. E. S. *et al.* Estudo hidroquímico-ambiental do aquífero aluvionar do baixo Jaguaribe, Itaiçaba – Ceará. **Revista do Instituto Geológico**, [*S. l.*], v. 39, n. 3, abr. 2018. Instituto Geologico. http://dx.doi.org/10.33958/revig.v39i3.601.

NOVO, M. E. *et al.* Projecto Bingo: o impacto das alterações climáticas na componente subterrânea do ciclo hidrológico. **Revista Recursos Hídricos**, [*S. l.*], v. 39, n. 2, p. 59-74, out. 2018. Associacao Portuguesa dos Recursos Hidricos (APRH). http://dx.doi.org/10.5894/rh39n2-cti3.

NUNES, M. A.; ARAVENA, R.; PARKER, B. L. Geochemical and isotopic evidence for pumping-induced impacts to bedrock groundwater quality in the City of Guelph, Canada. **Science Of The Total Environment**, [*S. l.*], v. 800, dez. 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149359.

OLIVEIRA JUNIOR, H. S. **Monitoramento e mapeamento das águas subterrâneas de abastecimento urbano do município de Mossoró-RN**. 2016. 87 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Manejo Solo e Água, Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, 2016.

OLIVEIRA JÚNIOR, A. I. *et al.* Análise da precipitação e determinação de equações de chuvas intensas para o município de Crato-CE situado no semiárido do Brasil. **GEAMA**, v. 5, n. 3, p. 56-65, 2019.

OLIVEIRA, A. C. G.; CARFAN, A. C.; NERY, J. T. Análises da precipitação pluvial da bacia do São José dos Dourados - SP. **Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento**, [*S. l.*], p. 1432-1444, fev. 2017. Instituto de Geociências - UNICAMP. http://dx.doi.org/10.20396/sbgfa.v1i2017.2052.

OLIVEIRA, A. L. G. *et al.* The importance of modeling the effects of trend and anisotropy on soil fertility maps. **Computers And Electronics In Agriculture**, [*S. l.*], v. 196, mai. 2022. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.compag.2022.106877.

OLIVEIRA, B. R.; ANTÔNIO, G. B. Modelagem geoestatística aplicada a geologia de engenharia. Boletim Paranaense de Geociências. **Boletim Paranaense de Geociências**, [*S. l.*], v. 73, n. 1, jul. 2017. Universidade Federal do Parana. http://dx.doi.org/10.5380/geo.v73i1.43417.

OLIVEIRA, D. B. C. SOARES, W. A.; HOLANDA, M. A. C. R. Análise de Desempenho de Modelos de Infiltração Unidimensional de Água no Solo. **Águas Subterrâneas**, [*S. l.*], v. 32, n. 1, p. 35-42, 2018.

OLIVEIRA, F. L. V. *et al.* Exposição potencial a baixas doses de cromo por via oral e mortalidade por câncer de estômago na população do interior do Estado de São Paulo, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, [*S. l.*], v. 37, n. 4, 2021. FapUNIFESP (SciELO). http://dx.doi.org/10.1590/0102-311x00020020.

ORDOÑEZ, J. A. *et al.* Geostatistical estimation and prediction for censored responses. **Spatial Statistics**, [*S. l.*], v. 23, p. 109-123, mar. 2018. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.spasta.2017.12.001.

PANAGIOTOU, C. F. *et al.* Application of geostatistical methods to groundwater salinization problems: a review. **Journal Of Hydrology**, [*S. l.*], v. 615, dez. 2022. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128566.

PANDE, C. B.; MOHARIR, K. Spatial analysis of groundwater quality mapping in hard rock area in the Akola and Buldhana districts of Maharashtra, India. **Applied Water Science**, [*S. l.*], v. 8, n. 4, jun. 2018. Springer Science and Business Media LLC. http://dx.doi.org/10.1007/s13201-018-0754-2.

PAVESI, T.; MOREIRA, J. C. Mechanisms and individuality in chromium toxicity in humans. **Journal Of Applied Toxicology**, [*S. l.*], v. 40, n. 9, p. 1183-1197, 12 mar. 2020. Wiley. http://dx.doi.org/10.1002/jat.3965.

PELEG, N.; GVIRTZMAN, H. Groundwater flow modeling of two-levels perched karstic leaking aquifers as a tool for estimating recharge and hydraulic parameters. **Journal of Hydrology**. [*S. l.*], v. 388, p. 13-27, jun. 2010.

PELISSARI, A. *et al.* Modelagem geoestatística da dinâmica espacial da altura dominante de *Tectona grandis L.f.* (TECA). **Enciclopedia Biosfera**, [*S. l.*], v. 8, n. 15, 2012.

PI, X. *et al.* Association between concentrations of barium and aluminum in placental tissues and risk for orofacial clefts. **Science Of The Total Environment**, [*S. l.*], v. 652, p. 406-412, fev. 2019. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.262.

PICETTI, R. *et al.* Nitrate and nitrite contamination in drinking water and cancer risk: A systematic review with meta-analysis. **Environmental Research**, v. 210, p. 112988, 2022. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112988

PIGA, F. G. *et al.* Multi-criteria potential groundwater contamination and human activities: araras watershed, Brazil. **Rbrh**, [*S. l.*], v. 22, out. 2017. FapUNIFESP (SciELO). http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.0217170052.

PILEGGI, F. *et al.* Support method for interpretation of regional groundwater monitoring in urban areas. **Brazilian Journal Of Geology**, [*S. l.*], v. 51, n. 2, 2021. FapUNIFESP (SciELO). http://dx.doi.org/10.1590/2317-4889202120200053.

PIMENTEL-GOMES, F.; GARCIA, C. H. 2002. **Estatística aplicada a experimentos agronômicos e florestais: exposição com exemplos e orientações para uso de aplicativos**. Piracicaba, FEALQ, 309p.

PINASSEAU, L. et al. Calibration and field application of an innovative passive sampler for monitoring groundwater quality. **Talanta**, v. 208, p. 120307, 2020.

PINO, F. A. A questão da não normalidade: Uma revisão. Revista de economia agrícola, São Paulo, v. 61, n. 2, p. 17-33, 2014.

PINTO, A. L. *et al.* Alguns métodos estatísticos voltados às unidades de informação. **Biblios**, Peru, n. 46, p. 1-13, 2012. DOI: 10.5195/biblios.2012.21

PODDALGODA, D. *et al.* Development of biomonitoring equivalents for barium in urine and plasma for interpreting human biomonitoring data. **Regulatory Toxicology And Pharmacology**, [*S. l.*], v. 86, p. 303-311, jun. 2017. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.yrtph.2017.03.022.

POLLO, R. A. *et al.* Geotecnologias aplicadas ao manejo de bacias hidrográficas: o caso da bacia do rio lavapés em Botucatu (SP). In: AMÉRICO-PINHEIRO, J. H; BENINI, S. (Ed.), **Bacias hidrográficas: fundamentos e aplicações**. Tupã: ANAP, 2018. p.57-71.

PONSADAILAKSHMI, S. *et al.* Evaluation of water quality suitability for drinking using drinking water quality index in Nagapattinam district, Tamil Nadu in Southern India. **Groundwater For Sustainable Development**, [*S. l.*], v. 6, p. 43-49, mar. 2018. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.gsd.2017.10.005.

QGIS Development Team. (2023). QGIS geographic information system. QGIS Association.

QURESHI, S. S. *et al.* Assessment of physicochemical characteristics in groundwater quality parameters. **Environmental Technology & Innovation**, [*S. l.*], v. 24, nov. 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.eti.2021.101877.

RANSOM, K. M. *et al.* Machine learning predictions of nitrate in groundwater used for drinking supply in the conterminous United States. **Science Of The Total Environment,** [*S. l.*], v. 807, fev. 2022. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151065.

RASHID, A. *et al.* Potentially harmful metals, and health risk evaluation in groundwater of Mardan, Pakistan: application of geostatistical approach and geographic information system. **Geoscience Frontiers**, [*S. l.*], v. 12, n. 3, mai. 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.gsf.2020.12.009.

REGINATO, P. A. R. *et al.* Análise da influência de fraturas, da precipitação e da produção de poços no pH e na condutividade elétrica (CE) das águas subterrâneas do Sistema Aquífero Serra Geral (SASG), na região nordeste do estado do Rio Grande do Sul. **Pesquisas em Geociências**, [*S. l.*], v. 48, n. 2, jun. 2021. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. http://dx.doi.org/10.22456/1807-9806.103908.

REGUEIRA DA COSTA, M. *et al.* Os valores médios dos sólidos totais dissolvidos nas águas subterrâneas e a precipitação do semiárido do Estado De Pernambuco. **Águas Subterrâneas**, [*S. l.*], 2021. Disponível em: https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/29414. Acesso em: 18 abr. 2024.

REIS, T. E. S. *et al.* Landscape dynamics and spatial correlation of forest fragments by Kriging. **Concilium**, [*S. l.*], v. 23, n. 3, p. 1021-1030, 5 mar. 2023. União Atlântica de Pesquisadores. http://dx.doi.org/10.53660/clm-950-23b84.

REZENDE, C. R. *et al.* Qualidade da água subterrânea na área urbana de Uberaba-MG: avaliação de risco à saúde. **Scientia Plena**, [*S. l.*], v. 19, n. 2, mar. 2023. Associacao Sergipana de Ciencia. http://dx.doi.org/10.14808/sci.plena.2023.024301.

RIBEIRO, J. P. M. *et al.* Análise da recarga no sistema aquífero granular e fissural na área do Campus Pampulha da Universidade Federal de Minas Gerais. **Geonomos**, [*S. l.*], v. 22, n. 2, p. 28-43, 2014.

RIBEIRO, P. G. *et al.* Qualidade da água subterrânea e tratamento simplificado para abastecimento humano do Instituto Eterna Misericórdia de Lavras-MG. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, [*S. l.*], v. 8, n. 3, out. 2019. Anima Educação. http://dx.doi.org/10.19177/rgsa.v8e32019566-581.

RICARDI, A. M. **Variabilidade espacial e temporal da Erosividade das chuvas (EI30) no Estado de São Paulo, Brasil**. 2020. 154 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Ilha Solteira, 2020.

RICARDI, A. M.; LIMA, C. G. R. Variabilidade espacial e temporal da erosividade das chuvas (EI30) no estado de São Paulo, Brasil. **Geosciences = Geociências**, [*S. l.*], v. 40, n. 4, p. 965-985, fev. 2022. UNESP - Universidade Estadual Paulista. http://dx.doi.org/10.5016/geociencias.v40i04.15492.

RIOS, A. P. *et al.* 2016. Caracterização hidroquímica do sistema aquífero Bauru no espigão de Marília (SP). **Águas Subterrâneas**, [*S. l.*], 2017. http://dx.doi.org/10.14295/ras.v0i0.28725.

ROBERTSON, G. P. 2004. **GS+: Geoestatistics for the environmental sciences (GS+ User´s Guide).** Plainwell, Gamma Desing Software, 176p.

ROCHA, C. H. B.; PEREIRA, A. M. Análise multivariada para seleção de parâmetros de monitoramento em manancial de Juiz de Fora, Minas Gerais. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, [*S. l.*], v. 11, n. 1, jan. 2016. Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrograficas (IPABHi). http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1590.

ROCHA, J. M. L. *et al.* Dinâmica espacial dos parâmetros físicos e químicos da água em viveiros de piscicultura. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, [*S. l.*], v. 12, n. 3, p. 602-606, jul. 2017. Grupo Verde de Agroecologia e Abelhas. http://dx.doi.org/10.18378/rvads.v12i3.4844.

ROCHA, R. E. *et al.* Variações espaciais na condutividade hidráulica do solo em área de recarga do Sistema Aquífero Guarani. **Revista do Instituto Geológico**, [*S. l.*], v. 40, n. 2, p. 35-51, 1 out. 2019. Instituto Geologico. http://dx.doi.org/10.33958/revig.v40i2.646.

RODRIGUES, J. B. *et al.* Qualidade da água utilizada na irrigação de produtos orgânicos: o caso de um polo agrícola em Paço Lumiar/MA. **Nature and Conservation**, v.13, n.1, p.16-21, 2020. DOI: http://doi.org/10.6008/CBPC2318-2881.2020.001.0003

RODRIGUES, L. N.; PRUSKI, F. F. **Fundamentos e benefícios do sistema de integração lavoura-pecuária-floresta para os recursos hídricos**. Brasília: EMBRAPA, 2019.

ROMAGNOLI, I.; MANZIONE, R. L.. Mapeamento da vulnerabilidade e riscos de contaminação das águas subterrâneas na região do Pontal Do Paranapanema (UGRHI-22). **Revista Brasileira de Engenharia de Biossistemas**, [*S. l.*], v. 12, n. 3, p. 307-326, 30 set. 2018. Universidade Estadual Paulista - Campus de Tupa. http://dx.doi.org/10.18011/bioeng2018v12n3p307-326.

ROMANELLI, A. *et al.* A biological and nitrate isotopic assessment framework to understand eutrophication in aquatic ecosystems. **Science Of The Total Environment,** [*S. l.*], v. 715, mai. 2020. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136909.

ROSENBERGER, M. *et al.* Vulnerabilidade natural à contaminação do Sistema Aquífero Bauru na área urbana do município de Bauru (SP). **Revista do Instituto Geológico**, [*S. l.*], v. 34, n. 2, p. 51-67, 2013. Instituto Geologico. http://dx.doi.org/10.5935/0100-929x.20130009.

ROSSI, M. **Mapa Pedológico do Estado de São Paulo: Revisado e Ampliado**. 2017. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, Instituto Florestal.

SANTANA, A. T.; VICENTINI, C. F.; CUBA, R. M. F. Avaliação da presença de nitrato e coliformes em águas subterrâneas de Presidente Prudente – SP. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, [*S. l.*], v. 8, n. 12, nov. 2012. ANAP - Associacao Amigos de Natureza de Alta Paulista. http://dx.doi.org/10.17271/198008278122012364.

SANTAROSA, L. V.; MANZIONE, R. L.; GONÇALVES, V. F. M. Modelagem da oscilação do nível freático para mensurar o volume explorável da água subterrânea. **Águas Subterrâneas**, [*S. l.*],2017. Disponível em: https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/28710.

SANTOS, B. C.; FONTÃO, P. A. B.; SOUZA, P. H. O efeito do relevo nas chuvas na porção central do Estado de São Paulo em anos padrão extremos. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, v. 40, 2020.

SANTOS, C.; DIAS, C. Note on the coefficient of variation properties. **Brazilian Electronic Journal of Mathematics**, v. 2, n. 4, p. 101-11, 2021.

SANTOS, D. Uma Introdução do Semivariograma e sua Importância dentro da Geoestatística. *In:* I Simpósio Nacional de Geografia e Gestão Territorial, 1.; Semana de Geografia da Universidade Estadual de Londrina, 44., 2018, Londrina. **Anais [...]**. Londrina, 2018. Disponível em: https://anais.uel.br/portal/index.php/sinagget

SANTOS, dos. A. S. D. *et al.* Águas subterrâneas: poço tubular. **Brazil Journal of Bususiness**, Curitiba, v. 2, n. 1, p. 550-563, jan./mar. 2020.

SANTOS, R. M. dos.; KOIDE, S. Avaliação da Recarga de Águas Subterrâneas em Ambiente de Cerrado com Base em Modelagem Numérica do Fluxo em Meio Poroso Saturado. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Porto Alegre, v. 21, n. 2, p. 451-465, jun. 2016.

SANTOS, R. S. Saúde e qualidade da água: análises microbiológicas e físico-químicas em águas subterrâneas. **Revista Contexto & Saúde**, [*S. l.*], v. 13, n. 24-25, p. 46–53, 2014. DOI: 10.21527/2176-7114.2013.24-25.46-53.

SANTOS, T. O.; BONOTTO, D. M. ^{222}Rn, ^{226}Ra and hydrochemistry in the Bauru Aquifer System, São José do Rio Preto (SP), Brazil. **Applied Radiation and Isotopes**, [*S. l.*], v. 86, p. 109-117, abr. 2014. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.apradiso.2013.12.003.

SANTOS, V. C. D. *et al.* Análise do efeito orográfico na distribuição espacial das chuvas no município de Itirapina-SP. *In:* Simpósio Brasileiro de Climatologia Geográfica, 13., 2018, Juiz de Fora. **Anais [...]**. Juiz de Fora: SBCG, 2018. Disponível em: https://sites.usp.br/climatologia/wp-content/uploads/sites/267/2018/11/EFEITO-OROGR%C3%81FICO.pdf

SÃO PAULO (Estado). DAEE - Departamento de Águas e Energia Elétrica; IG - Instituto Geológico; IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo; CPRM - Serviço Geológico do Brasil**. Mapa de águas subterrâneas do Estado de São Paulo escala 1:1.000.000**. São Paulo: DAEE/IG/IPT/CPRM, 119 p., 2005.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Desenvolvimento Econômico, Ciência, Tecnologia e Inovação; Instituto de Pesquisas Tecnológicas; Secretaria do Meio Ambiente; Instituto Geológico. **Sistema Aquífero Bauru. Delimitação de Perímetros de Proteção de Poços de Abastecimento Público**. São Paulo: IPT/IG, 2016. 71 p.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Instituto Geológico; Secretaria de Estado de Saneamento e Recursos Hídricos, Departamento de Águas e Energia Elétrica. **Projeto São José do Rio Preto: restrição e controle de uso de água subterrânea**. São Paulo: IG/DAEE, 2011. 140 p.

SCHEFFLER, J. *et al.* Qualidade das águas subterrâneas de consumo humano em comunidades rurais no noroeste do Rio Grande do Sul. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, [*S. l.*], v. 11, n. 1, p. 72–92, 2022. DOI: 10.59306/rgsa.v11e1202272-92.

ŚCIBIOR, A. *et al.* Vanadium: risks and possible benefits in the light of a comprehensive overview of its pharmacotoxicological mechanisms and multi-applications with a summary of further research trends. **Journal Of Trace Elements In Medicine And Biology**, [*S. l.*], v. 61, set. 2020. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jtemb.2020.126508.

ŚCIBIOR, A.; WNUK, E.; GOLEBIOWSKA, D. Wild animals in studies on vanadium bioaccumulation - Potential animal models of environmental vanadium contamination: a comprehensive overview with a polish accent. **Science Of The Total Environment**, [*S. l.*], v. 785, set. 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147205.

SENA, J. P. O.; MORAES NETO, J. M.; LUCENA, D. B. Variabilidade da precipitação em Sumé e São João do Cariri e suas consequências na agropecuária. **Revista Brasileira de Climatologia**. [*S. l.*], v. 25, 2019.

SHAIKH, M.; BIRAJDAR, F. Advancements in Remote Sensing and GIS for Sustainable Groundwater Monitoring: Applications, Challenges, and Future Directions. **International Journal of Research in Engineering, Science and Management**, v. 7, n. 3, p. 16-24, 2024.

SHUQAIR, S. M. S. 2002. **Estudo da contaminação do solo e água subterrânea por elementos tóxicos originados dos rejeitos das minas de carvão de Figueira no Estado do Paraná**. São Paulo, SP. 117p. (Tese de Doutorado), Programa de Pós-Graduação em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear-Materiais, Universidade de São Paulo.

SILVA, F. P. *et al.* Hidroestratigrafia do Grupo Bauru (K) no Estado de São Paulo. **Águas Subterrâneas**, [*S. l.*], v. 19, n. 2, p. 1-2, 28 jun. 2005. Lepidus Tecnologia. http://dx.doi.org/10.14295/ras.v19i2.8225.

SILVA, F. P. *et al.* Perfis de referência do Grupo Bauru (K) no Estado de São Paulo. Geociências, São Paulo, v. 22, p. 21-32, 2003.

SILVA, F. P. *et al.* Sedimentation of the Cretaceous Bauru Group in São Paulo, Paraná Basin, Brazil. **Journal Of South American Earth Sciences**, [*S. l.*], v. 28, n. 1, p. 25-39, jul. 2009. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jsames.2009.02.008.

SILVA, J. F. A.; PEREIRA, R. G. Panorama global da distribuição e uso de água doce. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**. [*S. l.*], v. 10, n. 3, p. 263-280, 2019.

SILVA, L. P. *et al.* Análise exploratória de dados da qualidade da água de poços amazonas na cidade de Macapá, Amapá, Brasil. **Águas Subterrâneas**, [*S. l.*], v. 32, n. 1, p. 43-51, 23 fev. 2018b. Lepidus Tecnologia. http://dx.doi.org/10.14295/ras.v32i1.28941.

SILVA, R. A. A comparative analysis between the Geostatistics and Machine Learning methods for mineral resource estimation. **International Journal of Geoscience, Engineering and Technology**, [*S. l.*], v. 2, n. 1, p. 14-22, 2020.

SILVA, R. S. B. et al. Avaliação sazonal da qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de influência do Lixão de Salinópolis, PA. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, [*S. l.*], v. 13, n. 2, abr. 2018a. Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrograficas (IPABHi). http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2072.

SISTE, N. A., SOUZA, A. T. A qualidade da água das minas utilizadas para fins de potabilidade em pontos de afloramentos do Aquífero Bauru no entorno de Presidente Prudente/SP. **Colloquium Exactarum,** [*S. l.*], v. 4, p. 141-148, out. 2013. Associacao Prudentina de Educacao e Cultura (APEC). http://dx.doi.org/10.5747/ce.2013.v05.nesp.000064.

SOFFA, A. F. *et al.* Água para consumo humano e dessedentação no meio rural de Rolim de Moura, Amazônia Ocidental. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, [*S. l.*], v. 9, n. 1, p. 23-43, 20 abr. 2020. Anima Educação. http://dx.doi.org/10.19177/rgsa.v9e1202023-43.

SOLGI, E.; JALILI, M. Zoning and human health risk assessment of arsenic and nitrate contamination in groundwater of agricultural areas of the twenty-two village with geostatistics (Case study: chahardoli plain of qorveh, kurdistan province, iran). **Agricultural Water Management**, [*S. l.*], v. 255, set. 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2021.107023.

SOLTANI, S. S.; ATAIE-ASHTIANI, B.; SIMMONS, C. T. Review of assimilating GRACE terrestrial water storage data into hydrological models: Advances, challenges and opportunities. **Earth-Science Reviews**, [*S. l.*], v. 213, 2021.

SONG, K. et al. Research on drinking-groundwater source safety management based on numerical simulation. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 15481, 2020.

SOUSA, R. G. *et al.* Mapeamento da distribuição espacial da qualidade da água em função do uso e da ocupação do solo e da precipitação na Bacia do Rio Pará, MG. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [*S. l.*], v. 27, n. 4, p. 817-829, ago. 2022. FapUNIFESP (SciELO). http://dx.doi.org/10.1590/s1413-415220200369.

STATSOFT, Inc. (2004). STATISTICA (data analysis software system), version 7. www.statsoft.com

STRADIOTO, M. R. *et al.* Water-Rock Interactions in the Bauru Aquifer System – São Paulo State, Brazil. **Procedia Earth And Planetary Science**, [*S. l.*], v. 17, p. 388-391, 2017. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.proeps.2016.12.098.

STRADIOTO, M. R.; TERAMOTO, E. H.; CHANG, H. K. Nitrato em águas subterrâneas do Estado de São Paulo. **Revista do Instituto Geológico**, [*S. l.*], v. 40, n. 3, p. 1-12, 31 dez. 2019. Instituto Geológico. http://dx.doi.org/10.33958/revig.v40i3.672.

STRADIOTO, M. R.; TERAMOTO, E. H.; CHANG, H. K. Rock-solute reaction mass balance of water flowing within an aquifer system with geochemical stratification. **Applied Geochemistry**, [*S. l.*], v. 123, dez. 2020. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2020.104784.

STRADITO, M. R.; TERAMOTO, E. H.; CHANG, H. K. Nitrato em águas subterrâneas do Estado de São Paulo. **Revista do Instituto Geológico**, São Paulo, v. 40, n. 3, p. 1-12, 2019. https://doi.org/10.33958/revig.v40i3.672

SUN, H.; SU, F. Precipitation correction and reconstruction for streamflow simulation based on 262 rain gauges in the upper Brahmaputra of southern Tibetan Plateau. **Journal of Hydrology**. [*S. l.*], v. 590, nov. 2020.

TAVARES, C. M. G.; FERREIRA, C. C. M. A relação entre a orografia e os eventos extremos de precipitação para o município de Petrópolis-RJ. **Revista Brasileira de Climatologia**, [*S. l.*], v. 26, 2020.

TAVARES, T. 2013. **Investigação de anomalias hidrogeoquímicas de bário em aquíferos do estado de São Paulo.** São Paulo, SP. 192p. (Tese de Doutorado), Programa de Pós-Graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.

TERASSI, P. M. B. *et al.* Rainfall and erosivity in the municipality of Rio de Janeiro - Brazil. **Urban Climate**, [*S. l.*], v. 33, set. 2020. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.uclim.2020.100637.

TIRKEY, P. *et al.* Assessment of groundwater quality and associated health risks: a case study of ranchi city, jharkhand, india. **Groundwater For Sustainable Development**, [*S. l.*], v. 5, p. 85-100, set. 2017. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.gsd.2017.05.002.

UDDIN, M. G. *et al.* Spatial variability in the distribution of trace metals in groundwater around the Rooppur nuclear power plant in Ishwardi, Bangladesh. **Groundwater For Sustainable Development**, [*S. l.*], v. 7, p. 220-231, set. 2018. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.gsd.2018.06.002.

UECHI, D. A. *et al.* Qualidade das Águas Subterrâneas em Aquífero Sedimentar do Tipo Livre em Área Fertirrigada com Efluente de Suinocultura em São Gabriel do Oeste, MS. **Anuário do Instituto de Geociências**, [*S. l.*], v. 45, dez. 2022. Universidade Federal do Rio de Janeiro. http://dx.doi.org/10.11137/1982-3908_2022_45_45460.

UECHI, D. A.; GABAS, S. G.; LASTORIA, G. Análise de metais pesados no Sistema Aquífero Bauru em Mato Grosso do Sul. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [*S. l.*], v. 22, n. 1, p. 155-167, nov. 2016. FapUNIFESP (SciELO). http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016142430.

VALDIVIELSO, S. *et al.* Characterization of precipitation and recharge in the peripheral aquifer of the Salar de Atacama. **Science of The Total Environment**, [*S. l.*], v. 806, 2022.

VARNIER, C. *et al.* Contaminação das águas subterrâneas por nitrato e a expansão urbana em Presidente Prudente (SP). **Águas Subterrâneas**, [*S. l.*], 2010.

VASCONCELOS JUNIOR, T. V. N. *et al.* Diagnóstico quantitativo da determinação de elementos-traços das águas subterrâneas no entorno do Bairro das Flores, município de Benevides-PA. *In:* XV Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia. 1., 2018, Aracaju. **Anais [...]**. Aracaju: SBE, 2018.

VENANCIO, L. *et al.* Monitoramento da qualidade e hidrogeoquímica das águas subterrâneas do setor noroeste da região metropolitana de Fortaleza CE. **Geochimica Brasiliensis**, [*S. l.*], v. 34, n. 2, p. 138-160, 21 dez. 2020. Geochimica Brasiliensis. http://dx.doi.org/10.21715/gb2358-2812.2020342138.

VICENTE, G. Z.; LIMA, C. G. R.; MARQUES, S. M. Variabilidade espacial e temporal do Nitrato e Cloreto no Sistema Aquífero Bauru, estado de São Paulo. **Revista Águas Subterrâneas**. [*S. l.*], v. 32, n. 3, p. 295-306, ago. 2018. Lepidus Tecnologia. http://dx.doi.org/10.14295/ras.v32i3.29099.

VICENTE, G. Z. **Geoestatística aplicada à análise de parâmetros da qualidade das águas subterrâneas do Aquífero Bauru**. 78 f. Dissertação (Mestrado Curso de Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Ilha Solteira, 2018.

VILLAR, P. C. As águas subterrâneas e o direito à água em um contexto de crise. **Ambiente & Sociedade**, São Paulo, v. 14, n. 1, p. 83-102, jan./mar. 2016.

VISSER, A. *et al.* Geostatistical analysis of tritium, groundwater age and other noble gas derived parameters in California. **Water Research**, [*S. l.*], v. 91, p. 314-330, mar. 2016. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.01.004.

VOLTERA, P. H. **Correlação linear entre parâmetros de qualidade das águas em diferentes aquíferos no estado de São Paulo, Brasil**. 2022. 174 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - Profágua, Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, Ilha Solteira, 2022.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 4. ed. Belho Horizonte: Editora UFMG, 2014. 452 p.

WANDERLEY, H. S.; AMORIM, R. F. C. D.; CARVALHO, F. O. D. Interpolação espacial da precipitação no Estado de Alagoas utilizando técnicas geoestatística. **Revista Campo Digital**, [*S. l.*], v. 8, n. 1, 2013.

WANG, L. *et al.* The changing trend in nitrate concentrations in major aquifers due to historical nitrate loading from agricultural land across England and Wales from 1925 to 2150. **Science Of the Total Environment**, [*S. l.*], v. 542, p. 694-705, jan. 2016. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.127.

WEHRLI, B.; STUMM, W. Vanadyl in natural waters: adsorption and hydrolysis promote oxygenation. **Geochimica Et Cosmochimica Acta**, [*S. l.*], v. 53, n. 1, p. 69-77, jan. 1989. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/0016-7037(89)90273-1.

WHO. World Health Organization. 2000. **Air quality guidelines - Vanadium**. 2.ed. Copenhagen, WHO, 9p.

WHO. World Health Organization. 2011. **Guidelines for drinking-water quality.** 4.ed. Genebra, WHO, 541p.

WOLFF, W. *et al.* Spatialization of the annual and seasonal average precipitations in the state of Santa Catarina, Brazil. **Journal Of South American Earth Sciences**, [*S. l.*], v. 103, nov. 2020. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jsames.2020.102735.

WOLLENHAUPT, N. C. et al. Soil sampling and interpolation techniques for mapping spatial variability of soil properties. **The state of site specific management for agriculture**, p. 19-53, 1997. https://doi.org/10.2134/1997.stateofsitespecific.c2

WRIGHT, M. T.; BELITZ, K. Factors Controlling the Regional Distribution of Vanadium in Groundwater. **Ground Water**, [*S. l.*], v. 48, n. 4, p. 515-525, 20 jan. 2010. Wiley. http://dx.doi.org/10.1111/j.1745-6584.2009.00666.x.

YAMAMOTO, J. K.; LANDIM, P. M. B. **Geoestatística: conceitos e aplicações**. São Paulo: Oficina de Textos, 2013. 215 p.

YAN, T. *et al.* Continental-scale spatial distribution of chromium (Cr) in China and its relationship with ultramafic-mafic rocks and ophiolitic chromite deposit. **Applied Geochemistry**, *[S. l.],* v. 126, mar. 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2021.104896.

YANG, D.; YANG, Y.; XIA, J. Hydrological cycle and water resources in a changing world: a review. **Geography and Sustainability**, [*S. l.*], v. 2, n. 2, p. 115-122, jun. 2021.

ZAKERI, F.; MARIETHOZ, G. A review of geostatistical simulation models applied to satellite remote sensing: methods and applications. **Remote Sensing of Environment**, [*S. l.*], v. 259, jun. 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2021.112381.

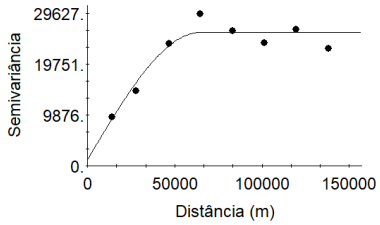
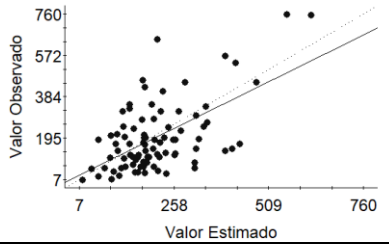
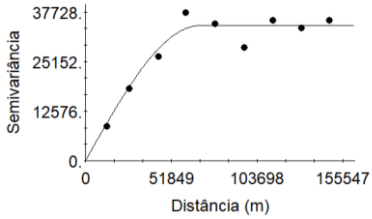
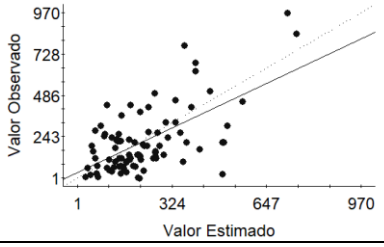
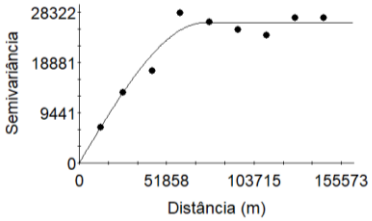
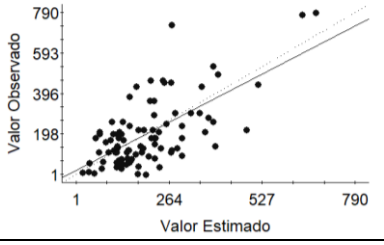
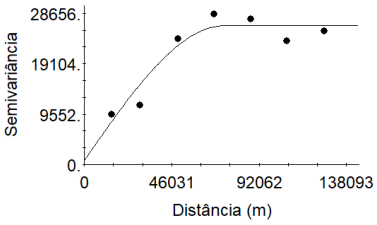
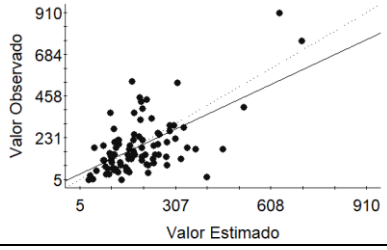
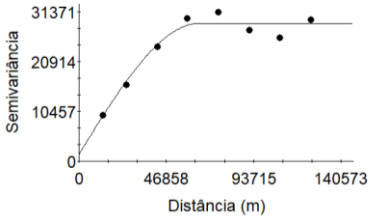
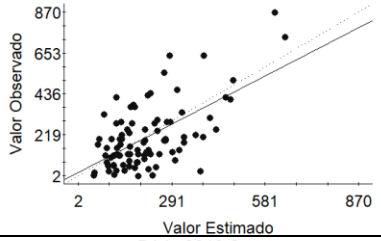
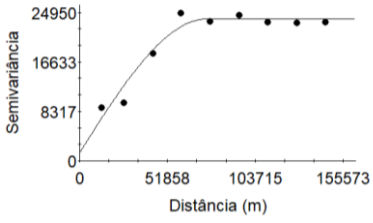
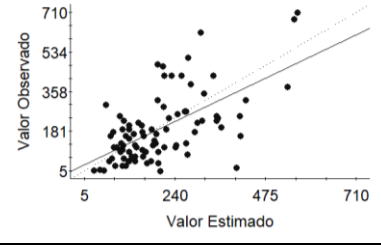
ZHANG, Z.; COSTA, M. P62 functions as a signal hub in metal carcinogenesis. **Seminars In Cancer Biology**, [*S. l.*], v. 76, p. 267-278, nov. 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.semcancer.2021.04.014.

ZHAO, B.; SUN, Z.; LIU, Y. An overview of in-situ remediation for nitrate in groundwater. **Science Of the Total Environment**, [*S. l.*], v. 804, jan. 2022. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149981.

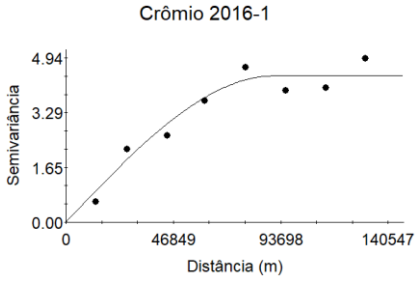
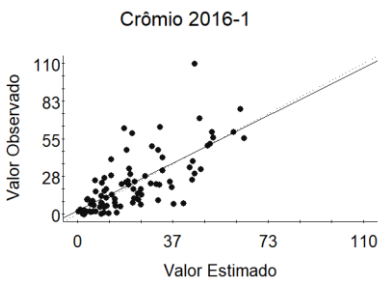
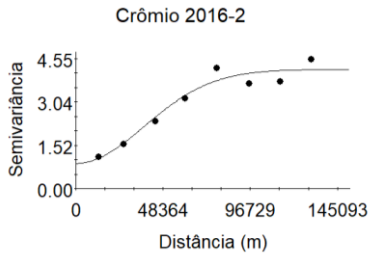
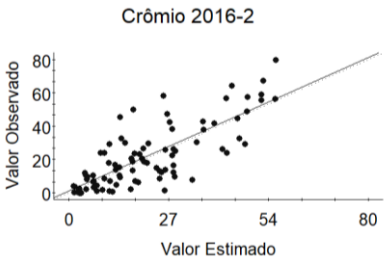
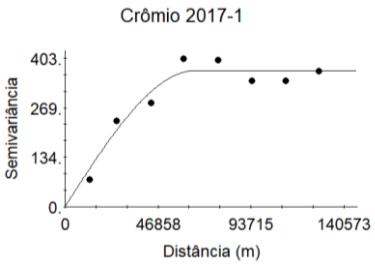
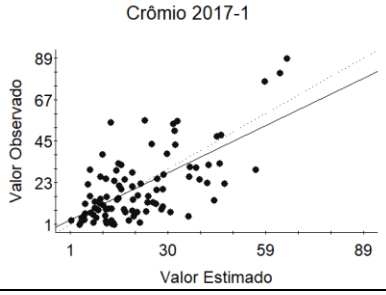
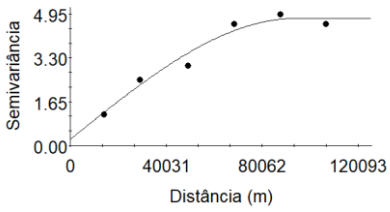
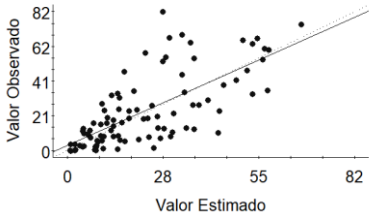
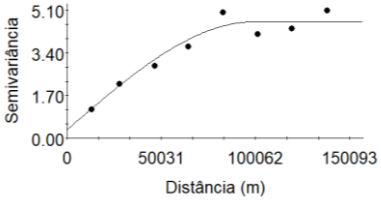
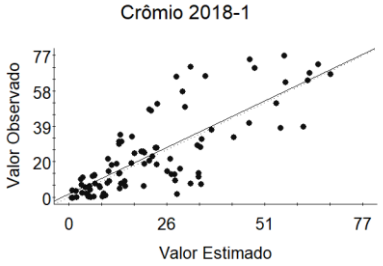
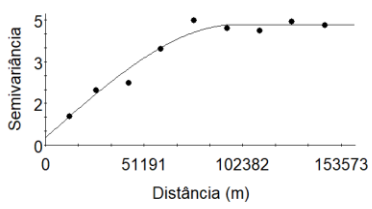
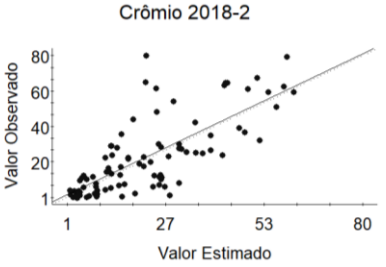
ZIHAD, S. M. R. A. *et al.*Fuzzy logic, geostatistics, and multiple linear models to evaluate irrigation metrics and their influencing factors in a drought-prone agricultural region. **Environmental Research**, [*S. l.*], v. 234, out. 2023. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2023.116509.

ZOBY, J. L. G. Panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil. **Águas Subterrâneas**, [*S. l.*], 2008. Disponível em: https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/23802.

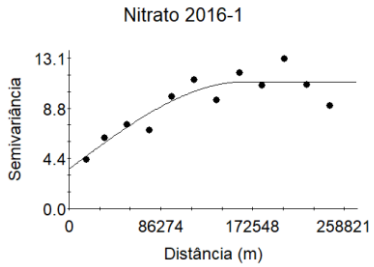
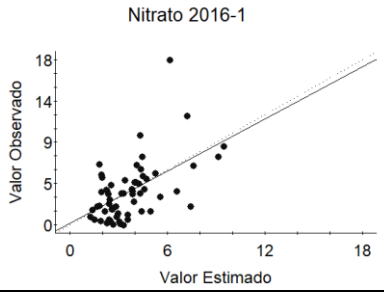
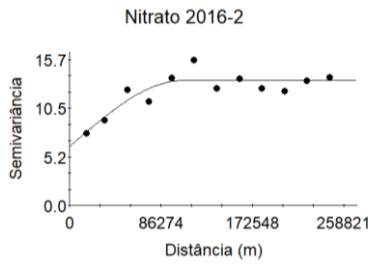
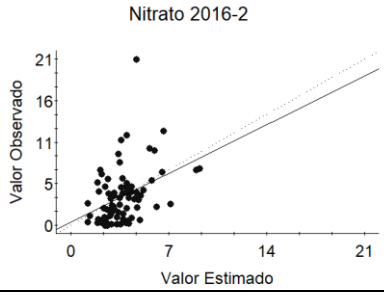
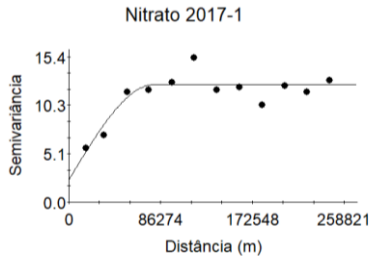
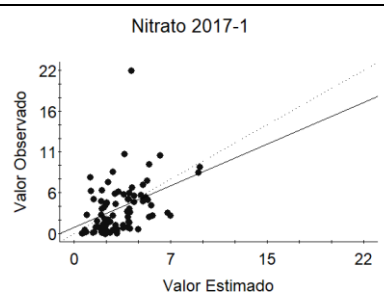
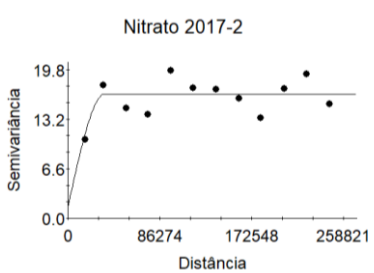
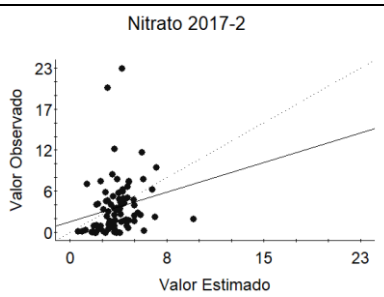
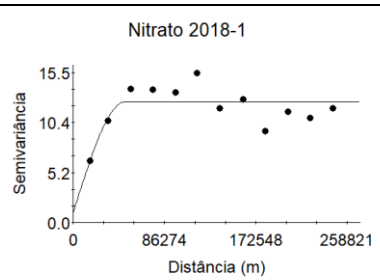
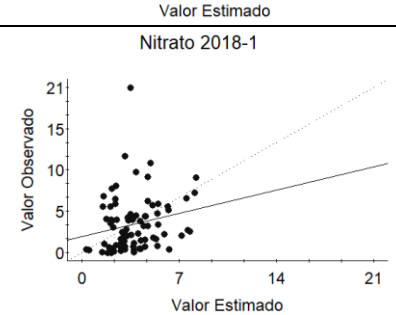
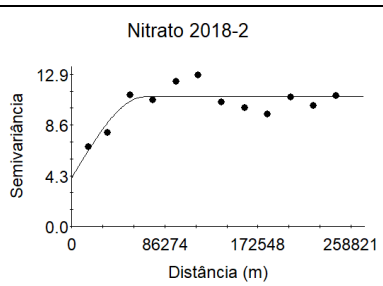
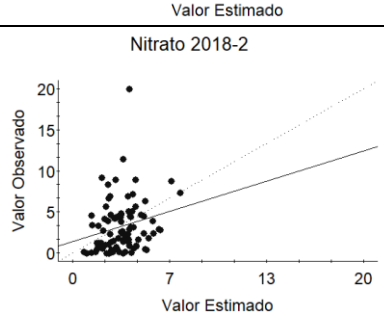
APÊNDICE A – Semivariogramas e Validação Cruzada Parâmetros de Qualidade

SEMIVARIOGRAMAS	DIAGRAMAS DE KRIGAGEM
Bário 2016-1 	Bário 2016-1 
Bário 2016-2 	Bário 2016-2 
Bário 2017-1 	Bário 2017-1 
Bário 2017-2 	Bário 2017-2 
Bário 2018-1 	Bário 2018-1 
Bário 2018-1 	Bário 2018-2 

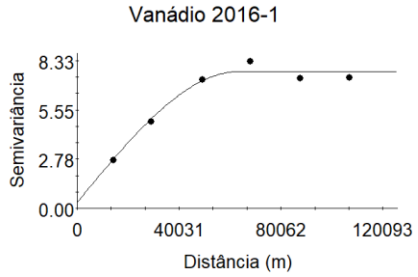
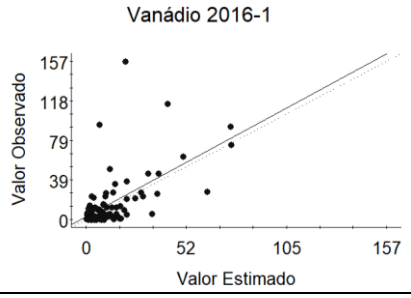
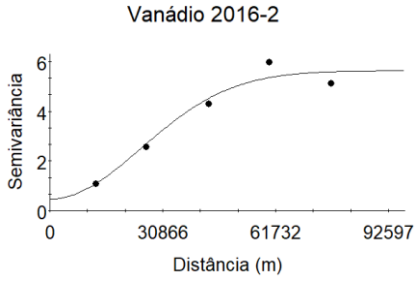
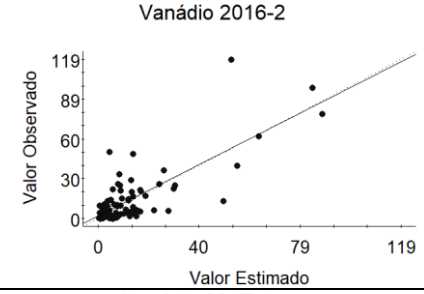
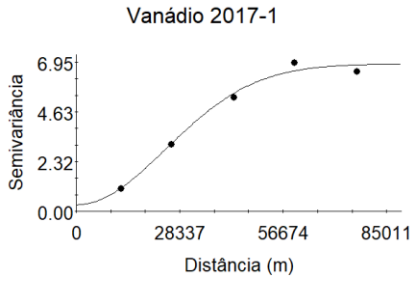
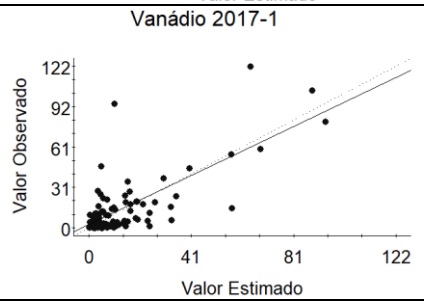
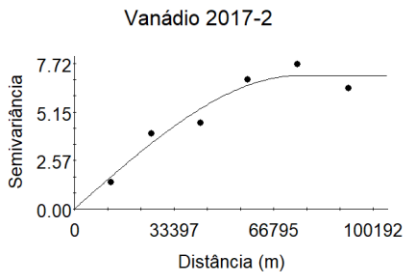
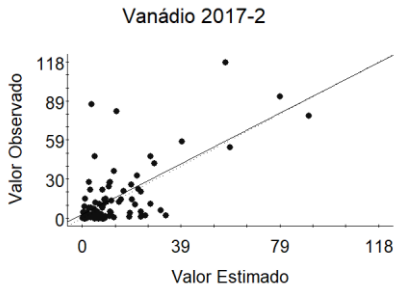
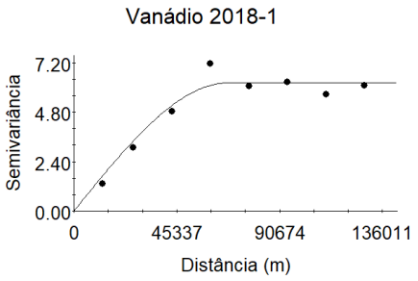
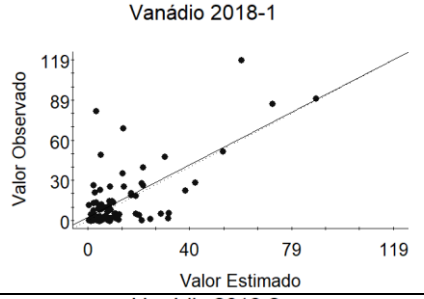
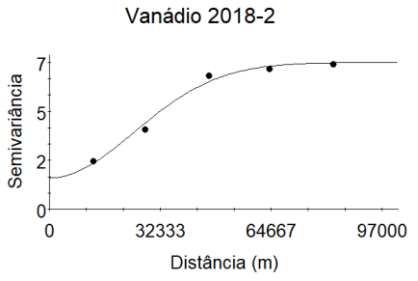
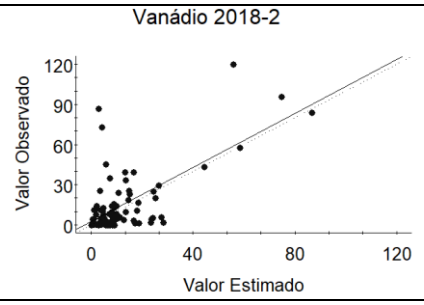
Fonte: Elaboração do próprio autor.

SEMIVARIOGRAMAS	DIAGRAMAS DE KRIGAGEM
	
	
	
	
	
	

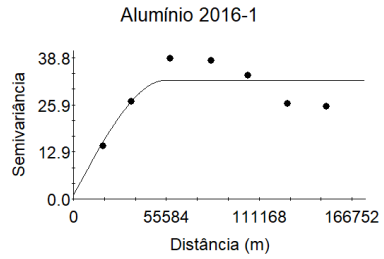
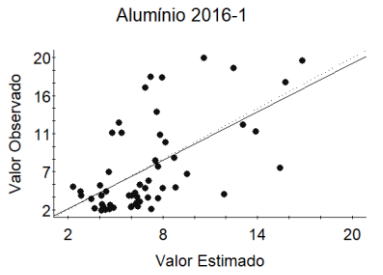
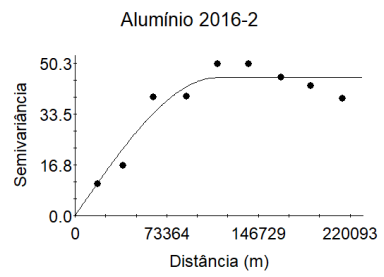
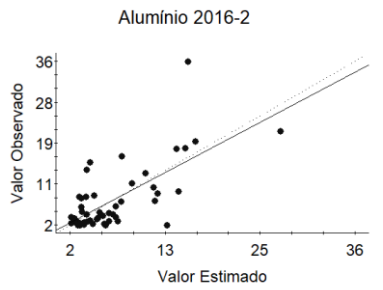
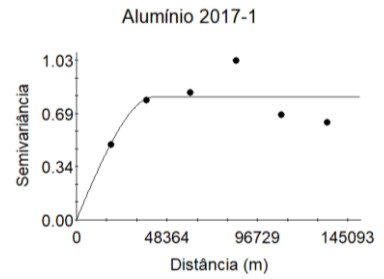
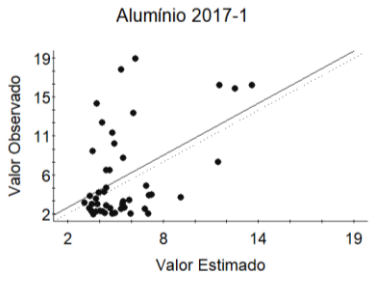
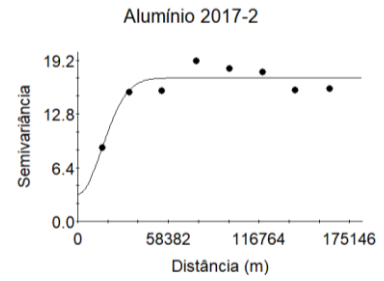
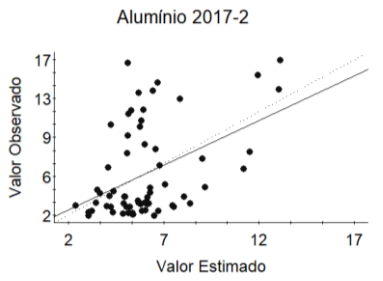
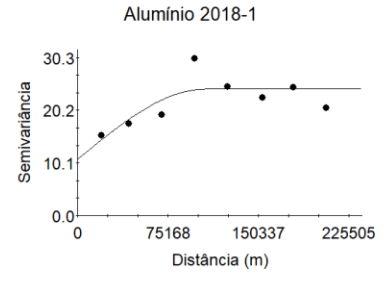
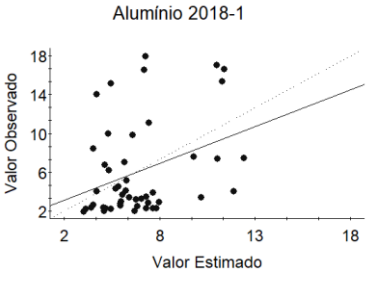
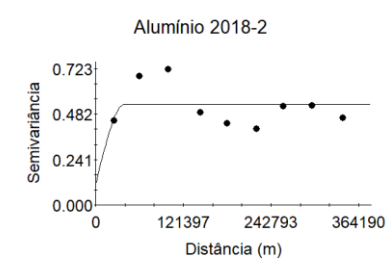
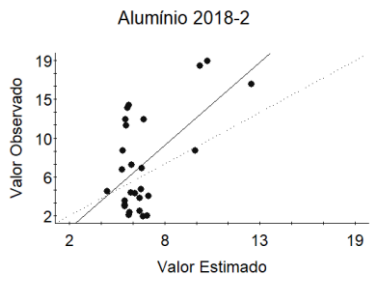
Fonte: Elaboração do próprio autor.

SEMIVARIOGRAMAS	DIAGRAMAS DE KRIGAGEM
	
	
	
	
	
	

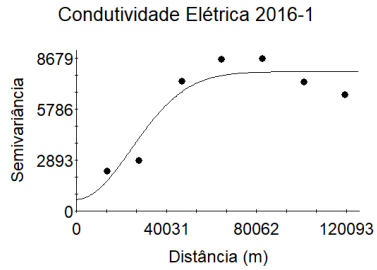
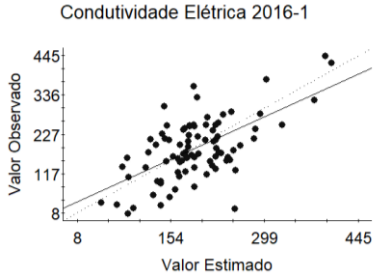
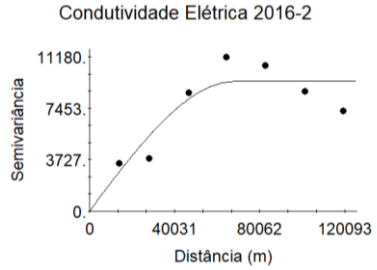
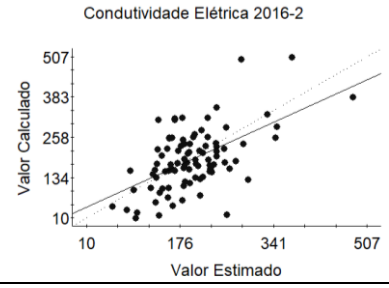
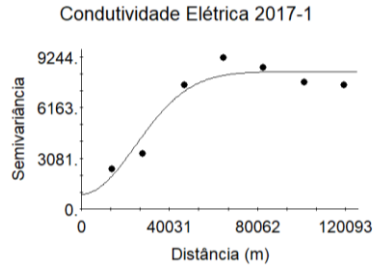
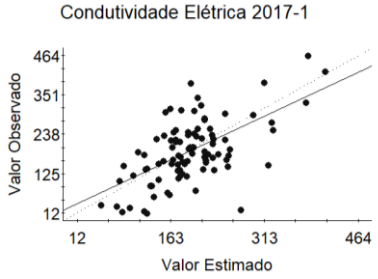
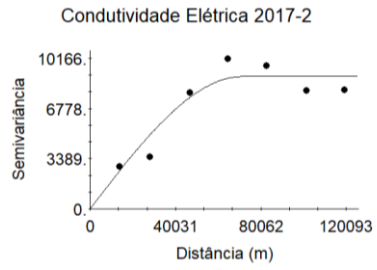
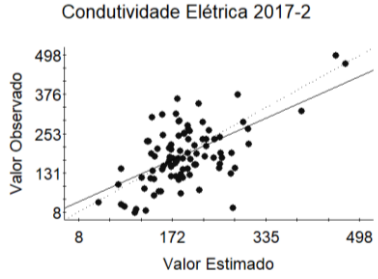
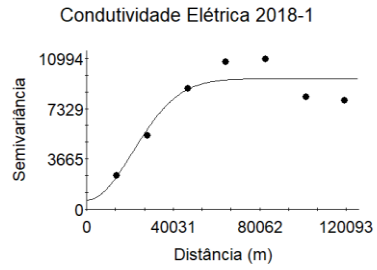
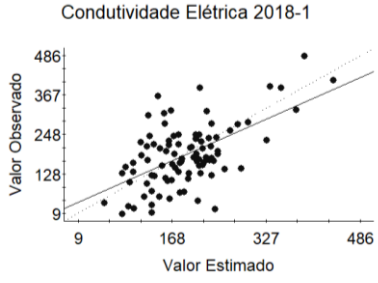
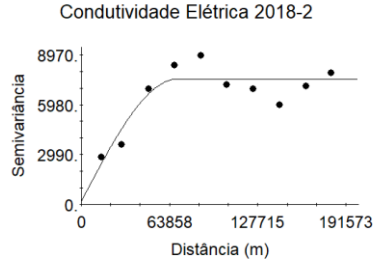
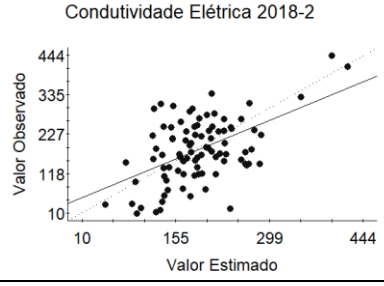
Fonte: Elaboração do próprio autor.

SEMIVARIOGRAMAS	DIAGRAMAS DE KRIGAGEM
	
	
	
	
	
	

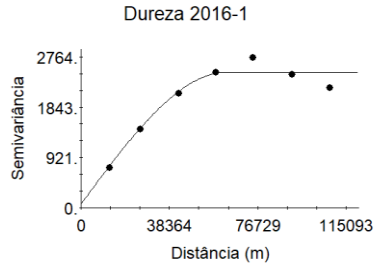
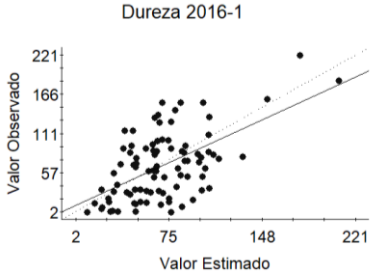
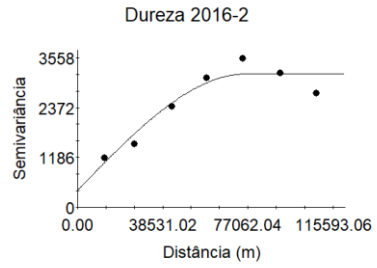
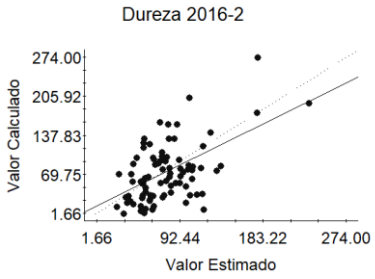
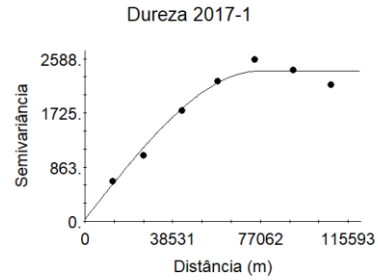
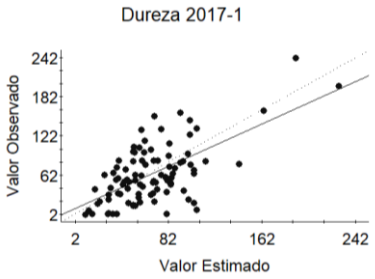
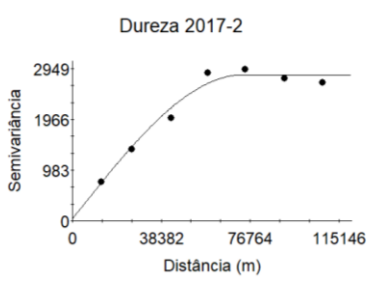
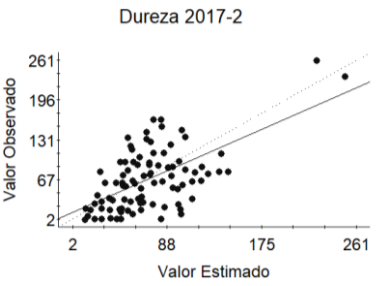
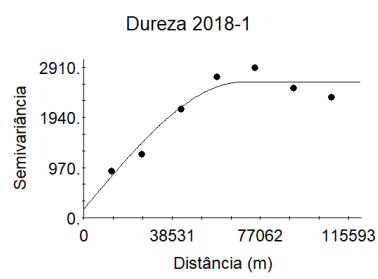
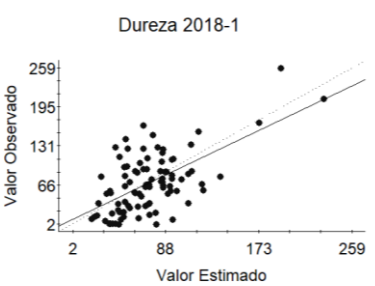
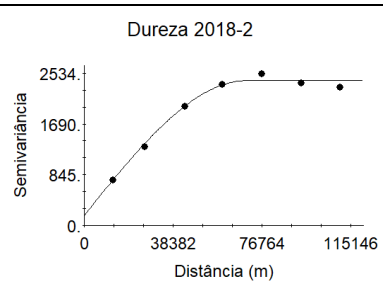
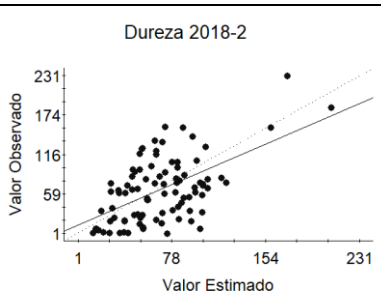
Fonte: Elaboração do próprio autor.

SEMIVARIOGRAMAS	DIAGRAMAS DE KRIGAGEM
	
	
	
	
	
	

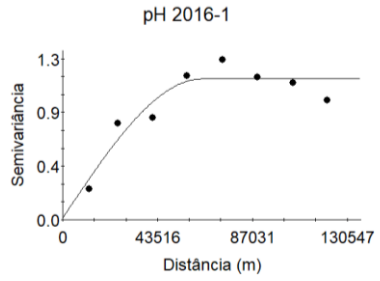
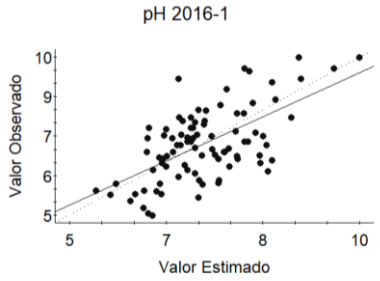
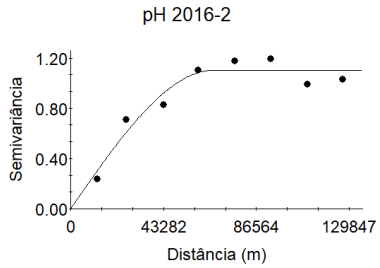
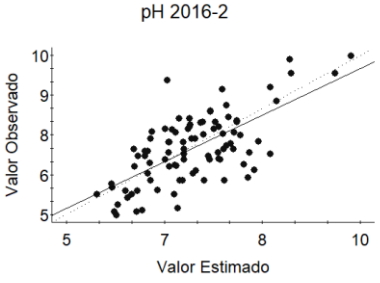
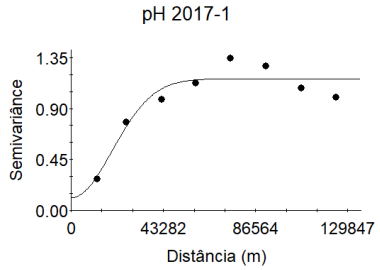
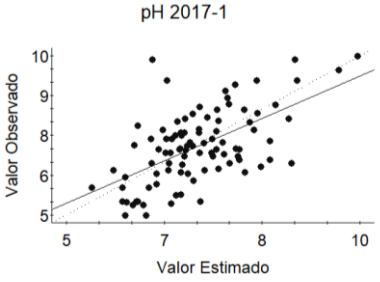
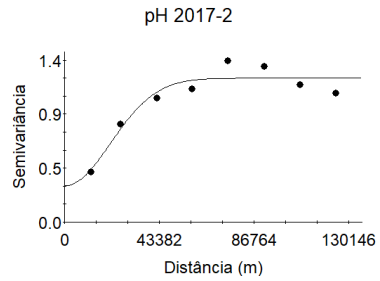
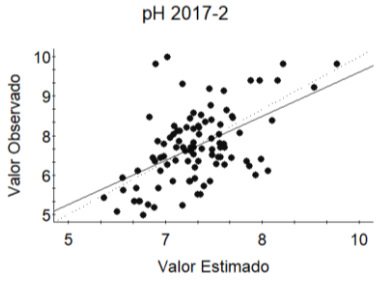
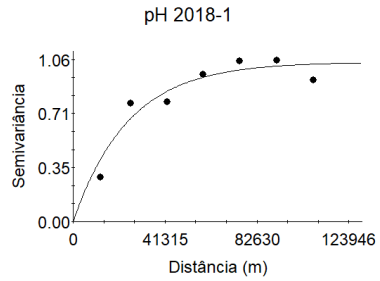
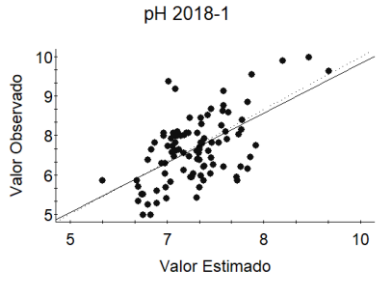
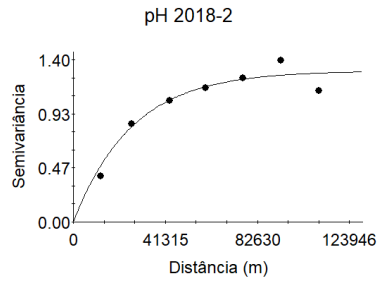
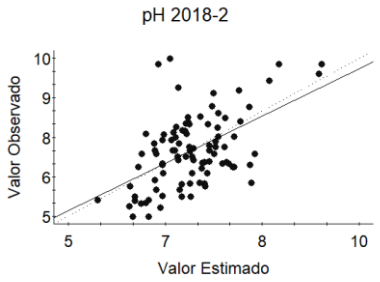
Fonte: Elaboração do próprio autor.

SEMIVARIOGRAMAS	DIAGRAMAS DE KRIGAGEM
	
	
	
	
	
	

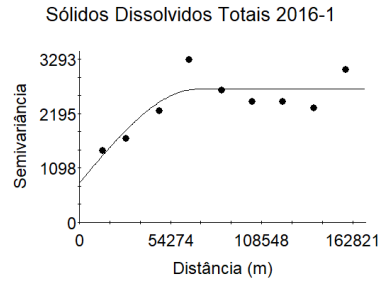
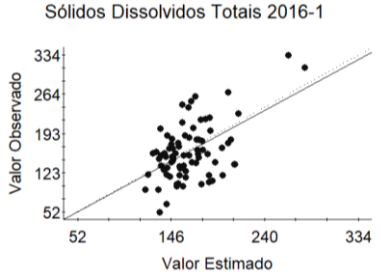
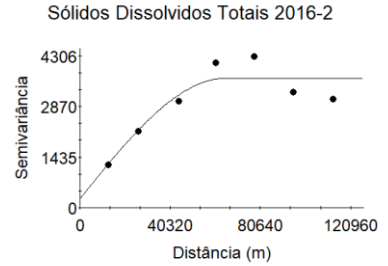
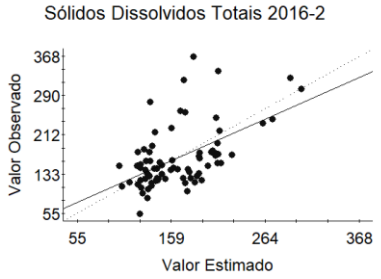
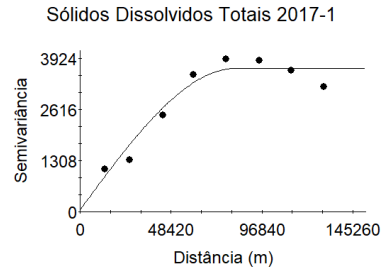
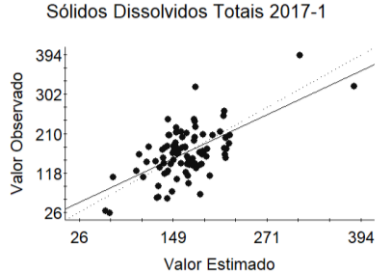
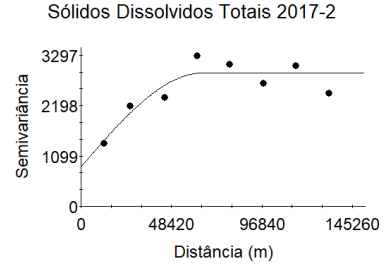
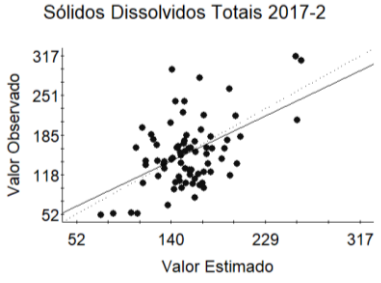
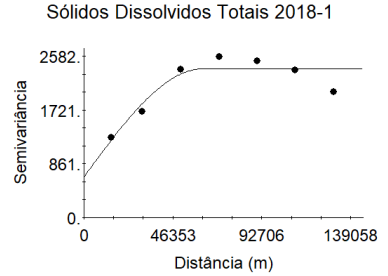
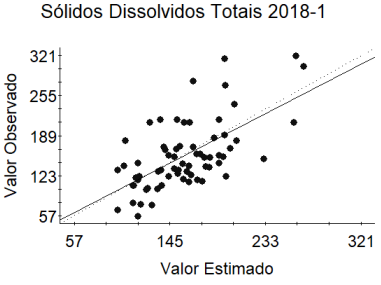
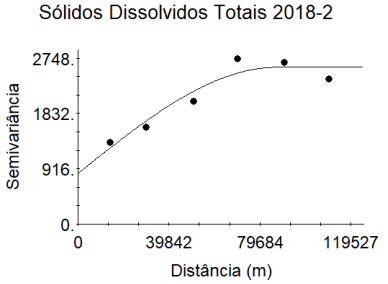
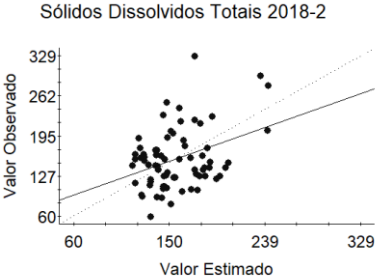
Fonte: Elaboração do próprio autor.

SEMIVARIOGRAMAS	DIAGRAMAS DE KRIGAGEM
	
	
	
	
	
	

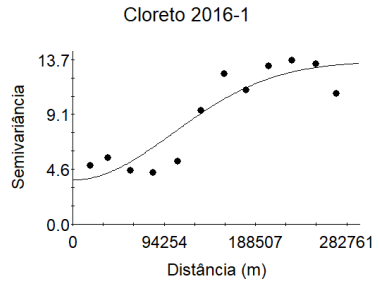
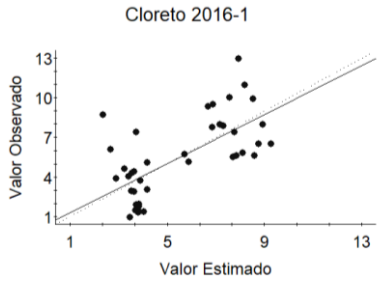
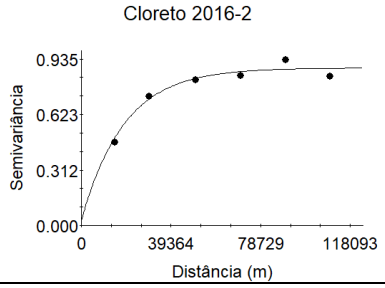
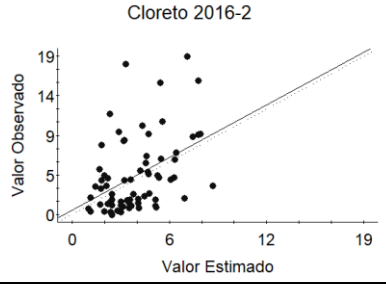
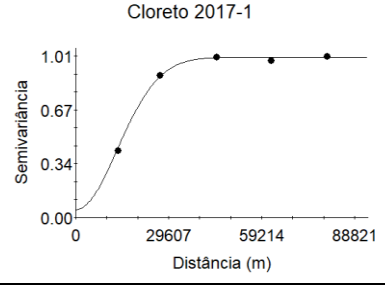
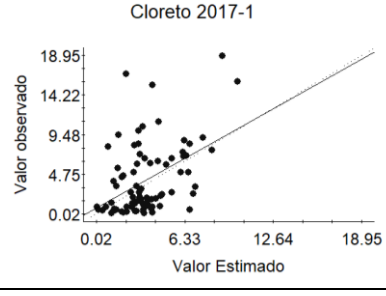
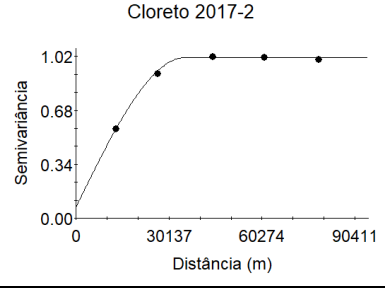
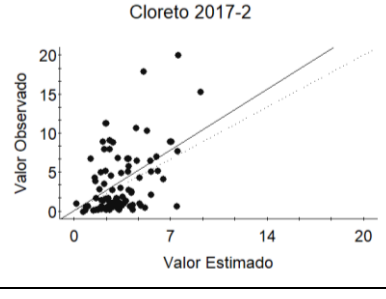
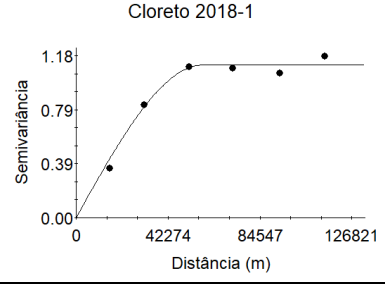
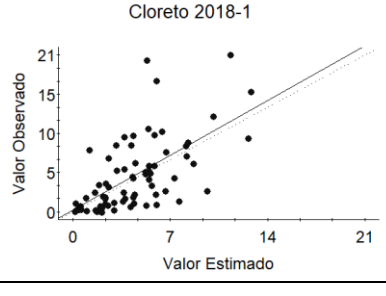
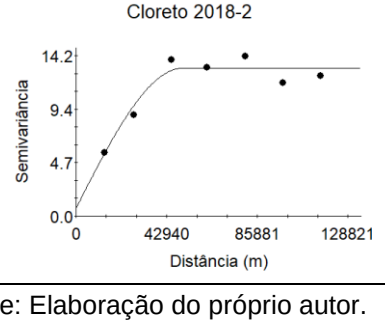
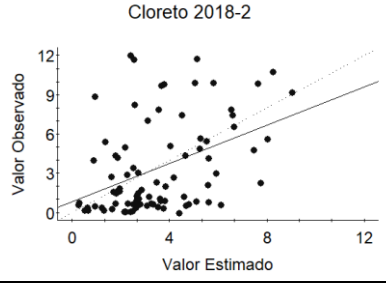
Fonte: Elaboração do próprio autor.

SEMIVARIOGRAMAS	DIAGRAMAS DE KRIGAGEM
	
	
	
	
	
	

Fonte: Elaboração do próprio autor.

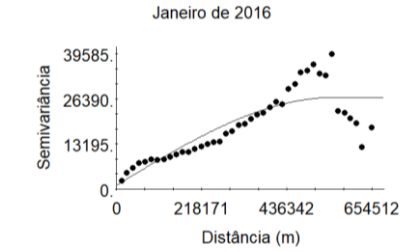
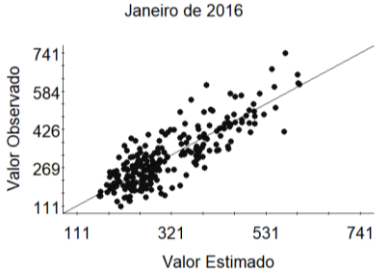
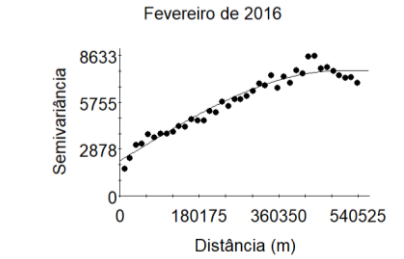
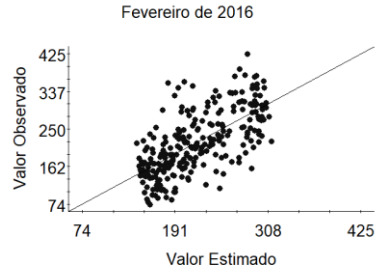
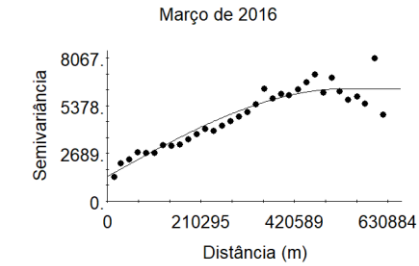
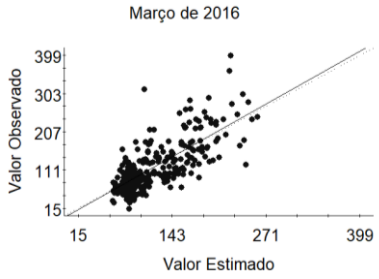
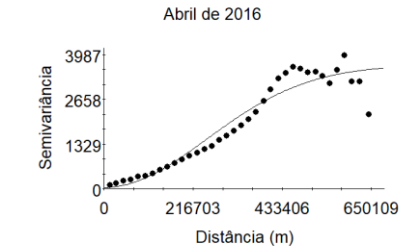
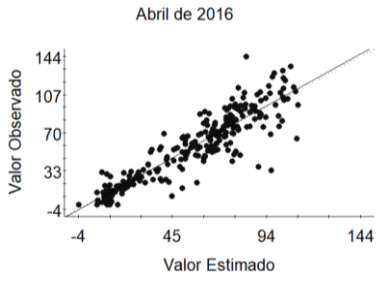
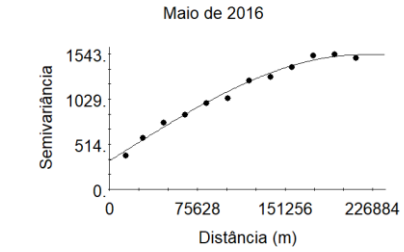
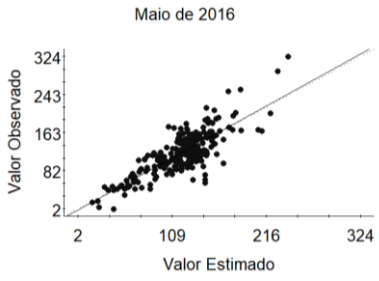
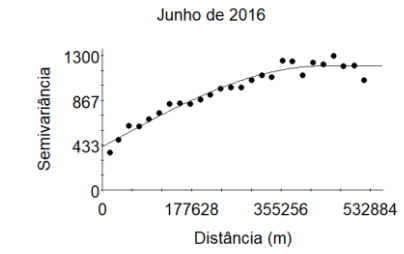
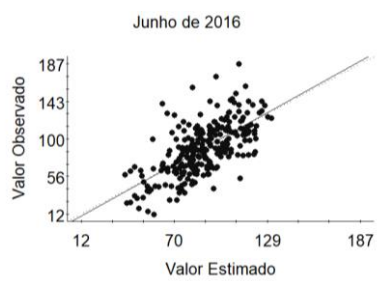
SEMIVARIOGRAMAS	DIAGRAMAS DE KRIGAGEM
	
	
	
	
	
	

Fonte: Elaboração do próprio autor.

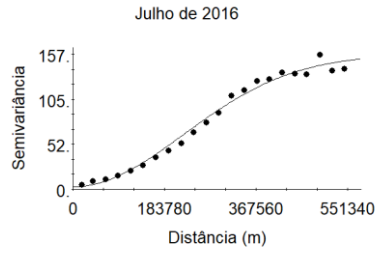
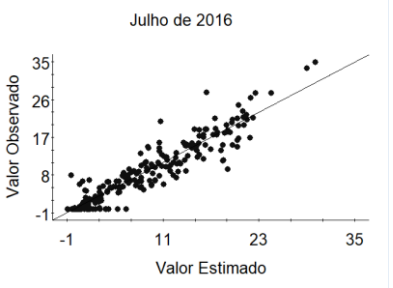
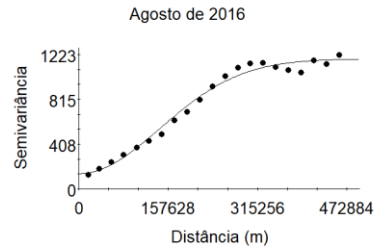
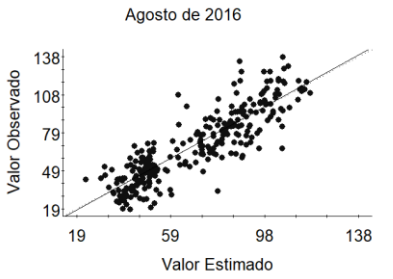
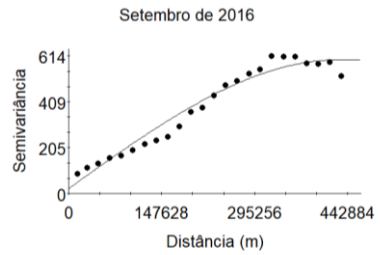
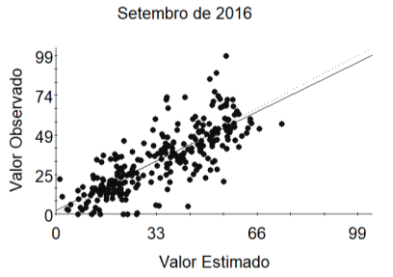
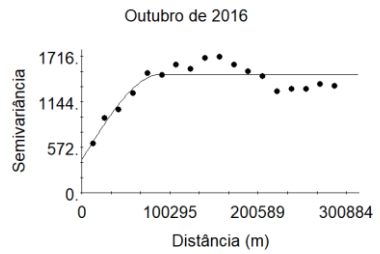
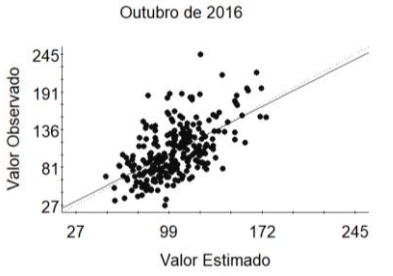
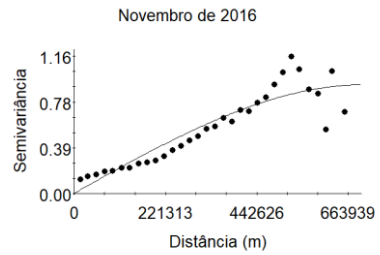
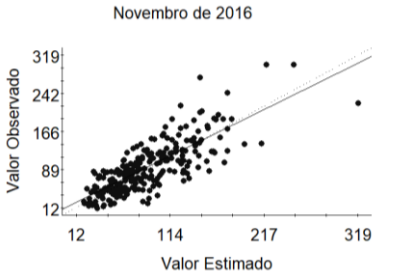
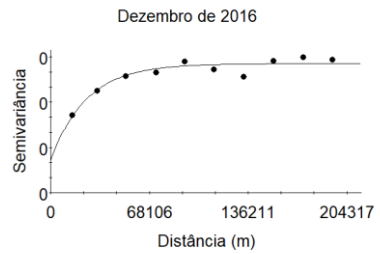
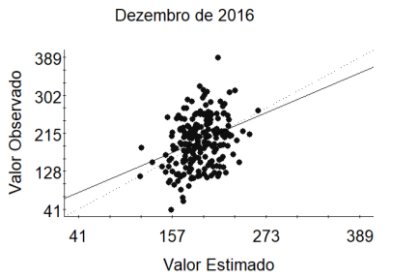
SEMIVARIOGRAMAS	DIAGRAMAS DE KRIGAGEM
	
	
	
	
	
	

Fonte: Elaboração do próprio autor.

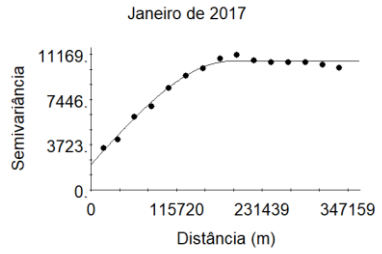
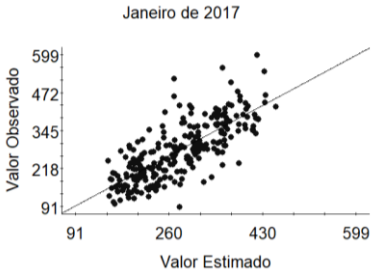
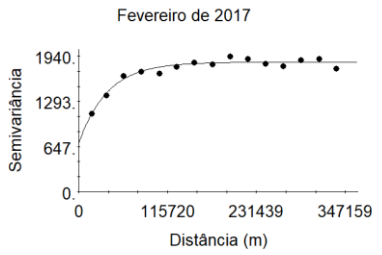
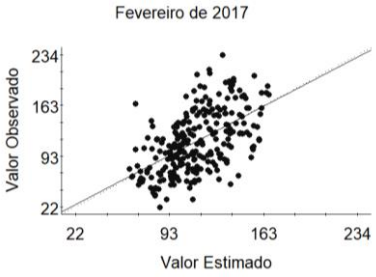
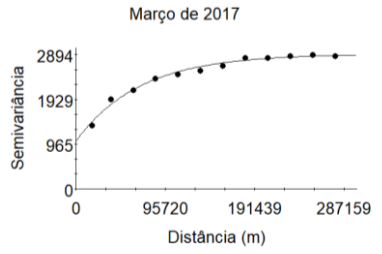
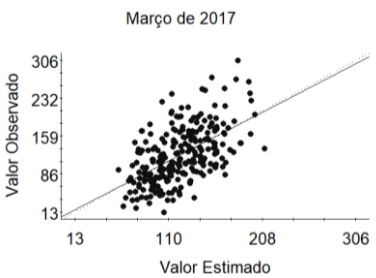
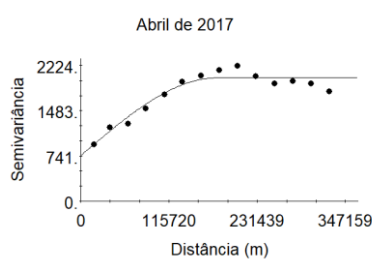
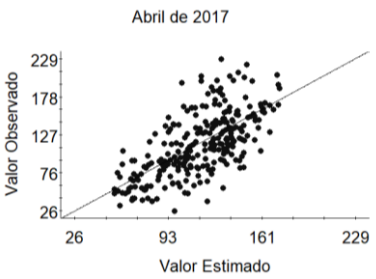
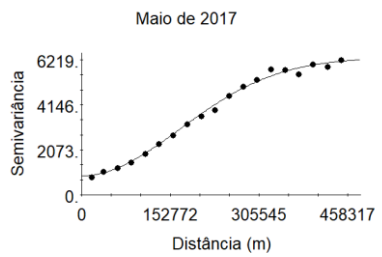
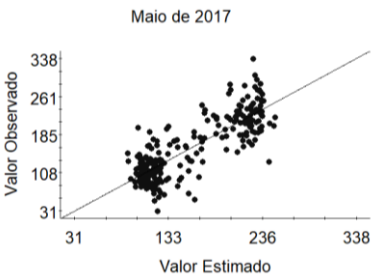
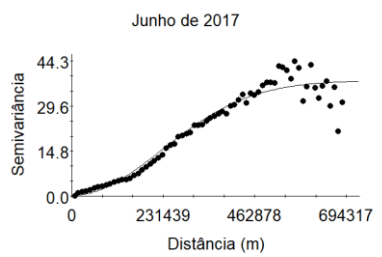
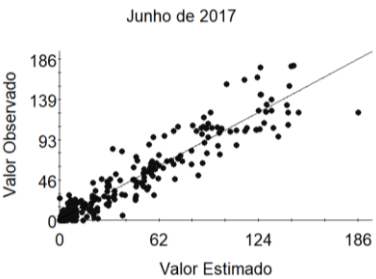
APÊNDICE B – Semivariogramas e Validação Cruzada para Pluviosidade

SEMIVARIOGRAMAS	DIAGRAMAS DE KRIGAGEM
	
	
	
	
	
	

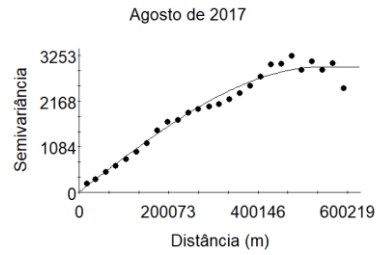
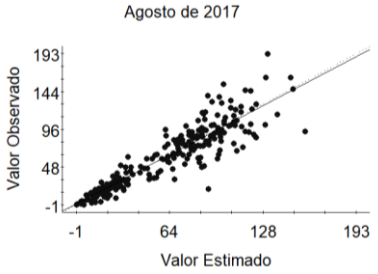
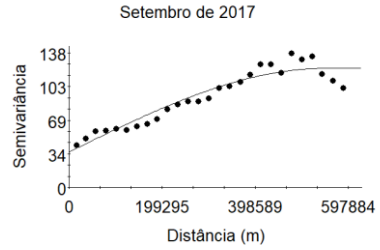
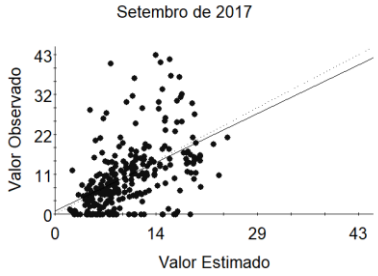
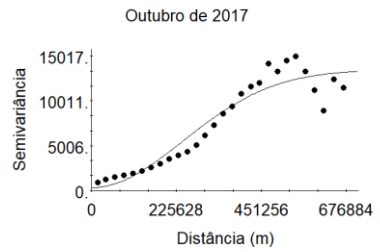
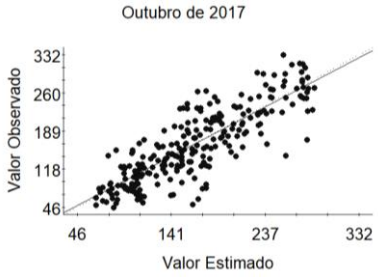
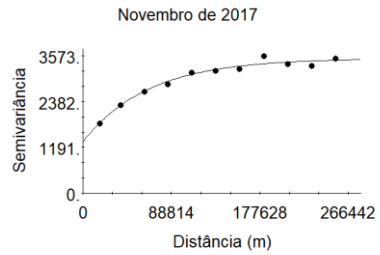
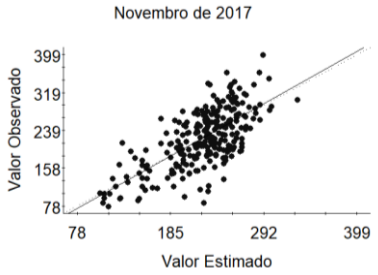
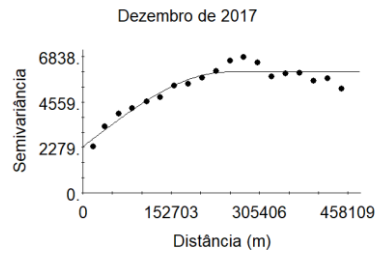
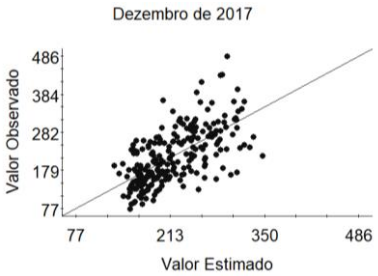
Fonte: Elaboração do próprio autor.

SEMIVARIOGRAMAS	DIAGRAMAS DE KRIGAGEM
	
	
	
	
	
	

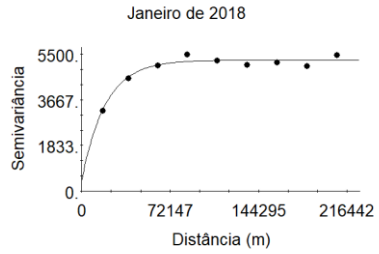
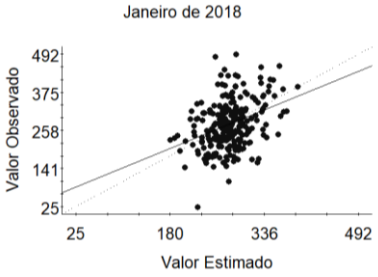
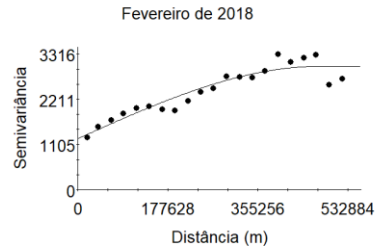
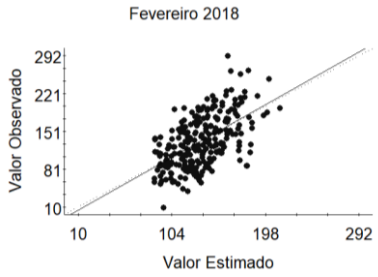
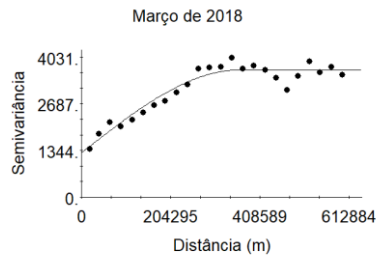
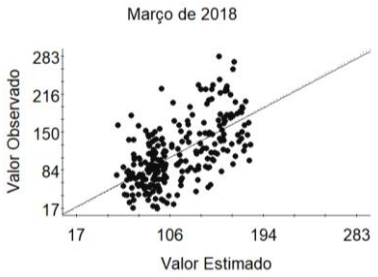
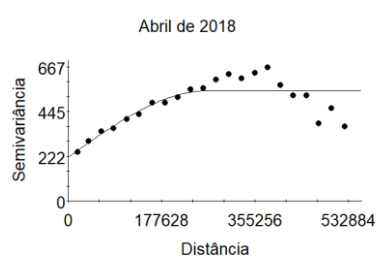
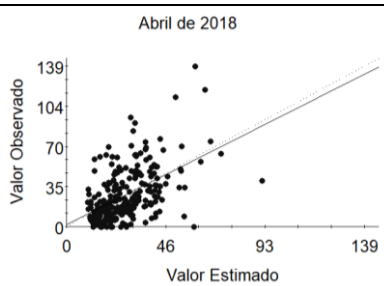
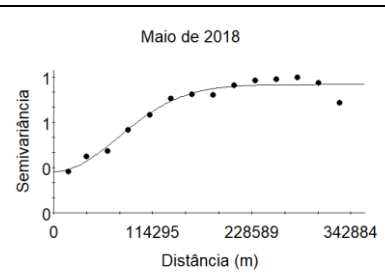
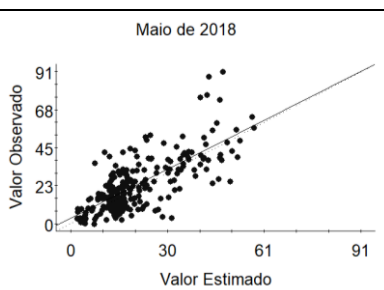
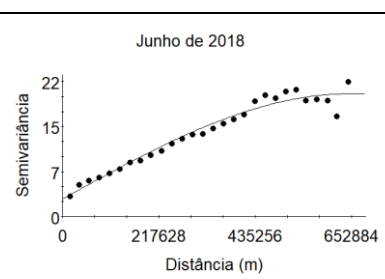
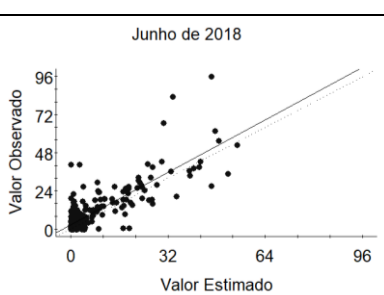
Fonte: Elaboração do próprio autor.

SEMIVARIOGRAMAS	DIAGRAMAS DE KRIGAGEM
	
	
	
	
	
	

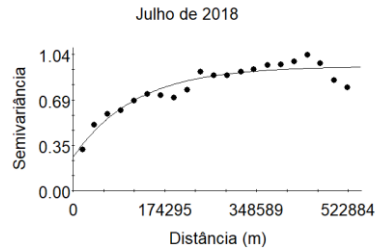
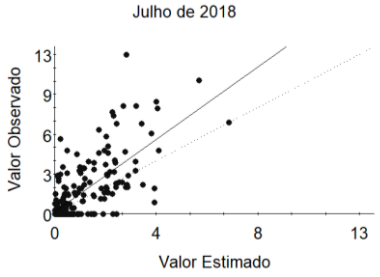
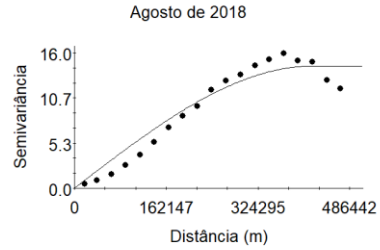
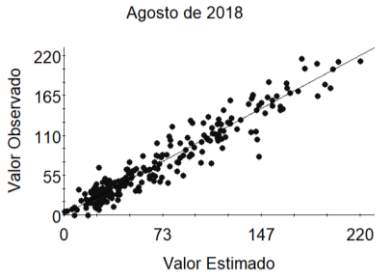
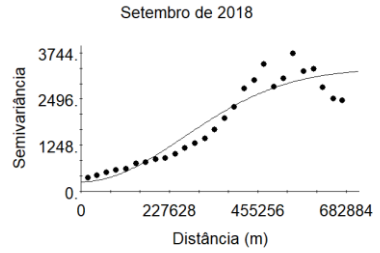
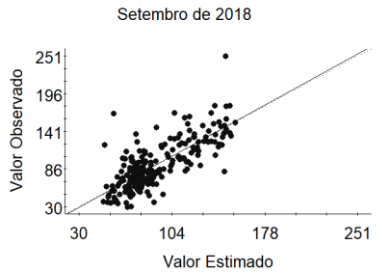
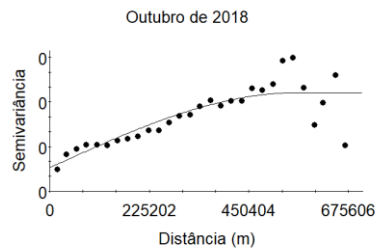
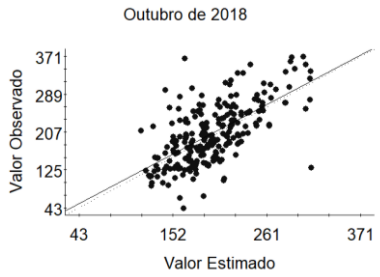
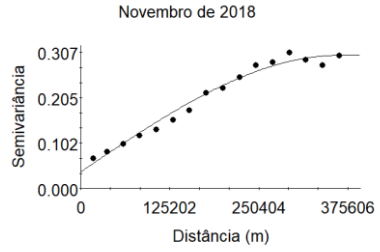
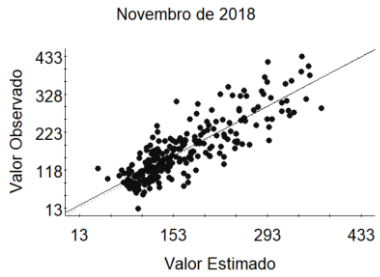
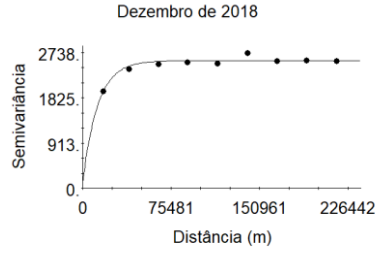
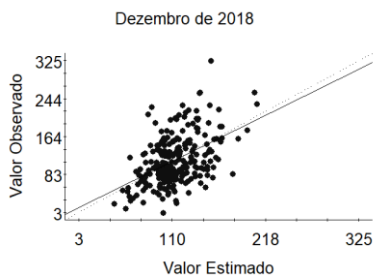
Fonte: Elaboração do próprio autor.

SEMIVARIOGRAMAS	DIAGRAMAS DE KRIGAGEM
	
	
	
	
	

Fonte: Elaboração do próprio autor.

SEMIVARIOGRAMAS	DIAGRAMAS DE KRIGAGEM
	
	
	
	
	
	

Fonte: Elaboração do próprio autor.

SEMIVARIOGRAMAS	DIAGRAMAS DE KRIGAGEM
	
	
	
	
	
	

Fonte: Elaboração do próprio autor.