



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
Campus de Ilha Solteira

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE ENGENHARIA
CAMPUS DE ILHA SOLTEIRA**

GUSTAVO ZITEI VICENTE

**GEOESTATÍSTICA APLICADA À ANÁLISE DE PARÂMETROS DA QUALIDADE
DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DO AQUÍFERO BAURU**

Ilha Solteira
2018



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

GUSTAVO ZITEI VICENTE

**GEOESTATÍSTICA APLICADA À ANÁLISE DE PARÂMETROS DA QUALIDADE
DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DO AQUIFERO BAURU**

Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira – UNESP como parte dos requisitos para obtenção do título de mestre em Engenharia Civil.

Prof. Dr. César Gustavo da Rocha Lima
Orientador

Ilha Solteira
2018

FICHA CATALOGRÁFICA

Desenvolvido pelo Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação

V632g Vicente, Gustavo Zitei.
Geoestatística aplicada à análise de parâmetros da qualidade das águas subterrâneas do aquífero bauru / Gustavo Zitei Vicente. -- Ilha Solteira: [s.n.], 2018
79 f. : il.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Área de conhecimento: Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais, 2018

Orientador: César Gustavo da Rocha Lima
Inclui bibliografia

1. Recursos hídricos. 2. Qualidade de água. 3. Água subterrânea. 4. Análise espacial. 5. Geoestatística.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

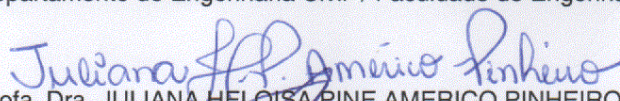
TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Geoestatística Aplicada à Análise de Parâmetros da Qualidade das Águas Subterrâneas do Aquífero Bauru

AUTOR: GUSTAVO ZITEI VICENTE

ORIENTADOR: CESAR GUSTAVO DA ROCHA LIMA

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em ENGENHARIA CIVIL, área: RECURSOS HIDRICOS E TECNOLOGIAS AMBIENTAIS pela Comissão Examinadora:


Prof. Dr. CESAR GUSTAVO DA ROCHA LIMA
Departamento de Engenharia Civil / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira


Profa. Dra. JULIANA HELOISA PINE AMERICO PINHEIRO
/ Fundação Educacional de Andradina - FEA


Prof. Dr. RONALDO CINTRA LIMA
Coordenação de Curso de Engenharia Agrônoma / Faculdade de Ciências Agrárias e Tecnológicas de Dracena

Ilha Solteira, 02 de março de 2018

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais e minha irmã, por toda contribuição e apoio oferecidos durante esta jornada, bem como a todos meus familiares e amigos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família e amigos pelo suporte, apoio e força nos momentos necessários.

À Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, bem como a todo seu corpo técnico, funcionários e docentes pelos ensinamentos e por ter fornecido a estrutura necessária para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao meu orientador, Prof. Dr. César Gustavo da Rocha Lima pela paciência, compreensão e pelas grandes contribuições no meu desenvolvimento pessoal, profissional e científico.

À Prof. Dra. Luzenira Alves Brasileiro, bem como a toda sua família, por todo o apoio e amizade.

Aos moradores e ex-moradores da República Pula Cerca pela amizade e companheirismo.

À CAPES pelo suporte financeiro oferecido durante o desenvolvimento deste trabalho.

RESUMO

O Sistema Aquífero Bauru (SAB) é um importante manancial para o Estado de São Paulo, porém diversos autores têm demonstrado preocupações com o seu estado de conservação bem como com a possibilidade de sua contaminação por alguns poluentes. Este estudo se beneficiou de levantamentos realizados pela CETESB em 75 poços de monitoramento entre os anos de 2010 e 2012 para traçar um panorama estatístico-descritivo e espaço-temporal do estado de conservação do SAB pela análise de alguns parâmetros de qualidade de água, como se segue: condutividade elétrica (C. E.), nitrato (N-NO_3), pH, cloreto (Cl^-), crômio (Cr), sólidos totais dissolvidos (S. T. D.) e estrôncio (Sr). Para tanto foram realizadas as análises estatística descritiva clássica, de correlação linear e a análise geoestatística. Os resultados indicaram que, à exceção do pH que apresentou baixa e média variabilidade dos dados, os demais parâmetros apresentaram variabilidade muito alta. Houve apreciável correlação linear entre Nitrato e Cloreto Total ($r = 0,819^{**}$) o que possibilitou estimar a partir de equação de regressão de elevada significância. Do ponto de vista da geoestatística, todos os parâmetros estudados apresentaram dependência espacial em todos os períodos avaliados, denotando bons ajustes semivariográficos e bons mapas de estimativas da variabilidade espacial. Verificou-se que os mapeamentos corroboraram com os trabalhos anteriormente realizados na região do SAB, apontando que há presença de Nitrato e Crômio acima dos valores estabelecidos como limite pelo Ministério da Saúde. A sazonalidade (período seco/chuvoso) é um fator que corroborou influenciando certas variações espaciais dos parâmetros estudados. Ainda, seguindo a tendência da análise linear, também foi observado apreciáveis correlações espaciais entre o Nitrato com o Cloreto Total, o que permitiu a geração de estimativas do Nitrato a partir de dados do Cloreto como co-variável. Há indícios de poluição do SAB por sistemas de esgotamento sanitário.

Palavras-chave: Águas subterrâneas. Qualidade de água. Análise espacial. Geoestatística. Krigagem.

ABSTRACT

Bauru Aquifer System (BAS) is an important water supply for Sao Paulo State, even though many authors have shown concernment about it's preservation state and also about the contamination possibility by some pollutants. This paper has taken benefits from surveys made by CETESB using 75 monitoring boreholes amongst the years 2010 and 2012 to draw a statistical and a spatial-temporal picture of its preservation state through the analysis of a set of groundwater quality parameters, such as: Electrical Conductivity (E. C.), Nitrate (N-NO₃), pH, Chloride (Cl⁻), Chromium (Cr), Total Dissolved Solids (T. D. S.) and Strontium (Sr). For such purpose classical statistics, linear correlation and geostatistical analysis were taken. Results have shown very high variability for each parameter, except pH data which presented low or intermediate variability. N-NO₃ and Cl⁻ have shown significant linear correlation ($r=0,819^{**}$), which allowed estimates through a high significance regression equation. From a geostatistical approach, all the studied parameters have shown spatial dependence throughout the studied period, resulting in good semivariogram adjustments and reliable spatial variance estimate maps. With such maps, it was possible to verify that the information generated agreed with previous papers developed in the BAS area, which indicated Nitrate and Chromium concentrations above the limits set by the Health Ministry. Seasonal effects (rainy or dry weather) plays an important role in certain parameters spatial distribution. Just as the linear analysis, significant spatial correlation was observed amongst N-NO₃ and Cl⁻, which allowed the estimate of N-NO₃ from Cl⁻ data as a co-variable. There are evidence of pollution by sanitary sewage system in the BAS.

Keywords: Groundwater. Water quality. Spacial analysis. Geostatistics. Kriging.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1:	Classificação dos corpos d'água subterrâneos e ordem de tempo de circulação das águas.	15
Figura 2:	Áreas de recarga de aquíferos livre e confinado.	15
Figura 3:	Unidades aquíferas aflorantes no Estado de São Paulo.	18
Figura 4:	Uso de águas subterrâneas para abastecimento público no Estado de São Paulo.	20
Figura 5:	Localização do Sistema Aquífero Bauru no Estado de São Paulo.	21
Figura 6:	Modelo hidrogeológico conceitual do Aquífero Bauru.	22
Figura 7:	Uso e ocupação do solo paulista.	24
Figura 8:	Semivariograma teórico	31
Figura 9:	Poços do Sistema Aquífero Bauru amostrados pela CETESB.	36
Figura 10:	Curva de regressão entre Condutividade Elétrica e Sólidos Totais Dissolvidos no Sistema Aquífero Bauru no período de 2010 a 2012.	46
Figura 11:	Curva de regressão entre Nitrato e Cloreto no Sistema Aquífero Bauru no período de 2010 a 2012.	46
Figura 12:	Mapeamentos de krigagem das concentrações de Cloreto no Sistema Aquífero Bauru nos períodos de 2010, 2011 e 2012.	51
Figura 13:	Mapeamentos de krigagem das concentrações de Condutividade Elétrica no Sistema Aquífero Bauru nos períodos de 2010, 2011 e 2012.	53
Figura 14:	Mapeamentos de krigagem das concentrações de Crômio Total no Sistema Aquífero Bauru nos períodos de 2010, 2011 e 2012.	55
Figura 15:	Mapeamentos de krigagem das concentrações de Estrôncio no Sistema Aquífero Bauru nos períodos de 2010, 2011 e 2012.	56
Figura 16:	Mapeamentos de krigagem das concentrações de Nitrato no Sistema Aquífero Bauru nos períodos de 2010, 2011 e 2012.	57
Figura 17:	Mapeamentos de krigagem das concentrações de pH no Sistema Aquífero Bauru nos períodos de 2010, 2011 e 2012.	59
Figura 18:	Mapeamentos de krigagem das concentrações de Sólidos Totais Dissolvidos no Sistema Aquífero Bauru nos períodos de 2010, 2011 e 2012.	60

Figura 19: Mapas de cokrigagens para Nitrato em função do Cloreto Total nos períodos de 2010 a 2012 no Sistema Aquífero Bauru.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1:	Uso de água subterrânea no Estado de São Paulo	17
Tabela 2:	Valores Máximos Permitidos para cada parâmetro de qualidade de água.	29
Tabela 3:	Poços amostrados no Sistema Aquífero Bauru (continua).	37
Tabela 4:	Metódos utilizados na análise dos parâmetros de qualidade de água.	39
Tabela 5:	Análise descritiva dos parâmetros de qualidade de água no Sistema Aquífero Bauru (continua).	41
Tabela 6:	Matriz de correlação de Pearson para os parâmetros de qualidade das águas do Sistema Aquífero Bauru (2010 a 2012).	45
Tabela 7:	Modelagem matemática de correlação entre parâmetros de qualidade de água do Sistema Aquífero Bauru.	46
Tabela 8:	Parâmetros dos semivariogramas simples ajustados para os atributos físico-químicos da água do Sistema Aquífero Bauru (continua).	47
Tabela 9:	Modelos e parâmetros de ajuste dos semivariogramas cruzados experimentais para Nitrato em função de Cloreto total $[N-NO_3=f.(Cl-)]$ para diversos períodos no Sistema Aquífero Bauru	61

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	12
2.1	Recursos hídricos: importância para abastecimento humano e seus usos múltiplos	12
2.2	Águas subterrâneas	13
2.3	Águas subterrâneas no Estado de São Paulo	16
2.4	O Sistema Aquífero Bauru	19
2.5	Base de dados	25
2.6	Problemas existentes no Aquífero Bauru	26
2.7	Parâmetros de qualidade e sua importância	27
2.8	Definições técnicas de geoestatística	30
2.9	Uso da geoestatística como ferramenta de análise espacial em águas subterrâneas.	32
3	MATERIAL E MÉTODOS	36
3.1	Caracterização da área de estudo e dos dados analisados	36
3.2	Análise dos dados	40
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
4.1	Análise descritiva	41
4.2	Matriz de correlação e modelagem	44
4.3	Análise geoestatística	47
4.3.1	<i>Ajuste dos semivariograma simples dos parâmetros analisados</i>	47
4.3.2	<i>Krigagem dos parâmetros avaliados</i>	51
5	CONCLUSÕES	64
	REFERÊNCIAS	65
	APÊNDICE	72

1 INTRODUÇÃO

Existe uma crescente preocupação com a conservação das águas por todo o mundo, especialmente em cenários de secas prolongadas e grandes disputas pelo uso da água.

As maiores reservas de água doce do planeta são subterrâneas, correspondendo a cerca de um terço deste recurso. Por isso, ao passo que as economias evoluem e as atividades industriais e agrícolas se intensificam somados ao crescimento populacional e às crescentes demandas por geração de energia, as buscas pelas águas subterrâneas também se acentuam.

No Brasil, as águas subterrâneas representam grande parte do abastecimento público. O Estado de São Paulo conta com o Sistema Aquífero Bauru como um de seus principais mananciais de abastecimento em função de sua grande abrangência territorial no Estado.

Devido à sua importância, extensão e natureza, o Sistema Aquífero Bauru tem atraído a atenção de diversos pesquisadores que têm demonstrado preocupação com seu estado de conservação.

O estado de conservação das águas, diz respeito à sua qualidade e, portanto, está intrinsecamente ligado à sua finalidade de uso. Águas destinadas ao abastecimento humano devem atender aos padrões de potabilidade, que se referem às concentrações máximas de impurezas presentes na água, para que seu uso contínuo não se torne nocivo à saúde.

Estas impurezas são incorporadas à água ao longo do ciclo hidrológico, sendo assim, carregadas para os corpos hídricos, incluindo-se aqui as águas subterrâneas. Dentre as impurezas que podem ser encontradas em água aquelas mais atraem a atenção da comunidade científica no Sistema Aquífero Bauru são o crômio e o nitrato. Ambos são potencialmente danosos à saúde e podem ocorrer em águas subterrâneas em função principalmente de atividades antrópicas.

Para monitorar e compreender a situação de conservação da qualidade das águas subterrâneas no Estado de São Paulo, a CETESB realiza amostragens semestrais e análises da qualidade das águas subterrâneas, que são publicados em forma de relatórios abrangendo os dados coletados a cada triênio.

Porém, a fim de identificar e controlar as fontes de contaminação consequentemente promover a proteção das águas do Sistema Aquífero Bauru, faz-

se necessário o entendimento da distribuição espacial dos parâmetros de qualidade de água.

A distribuição espacial das concentrações de parâmetros de qualidade de água permite a identificação das localidades onde determinados parâmetros assumem valores mais críticos. Desta forma, facilitando a identificação de potenciais fontes de poluição das águas subterrâneas, além de permitir a elaboração de estratégias para conservação dos recursos hídricos subterrâneos.

Neste contexto, a krigagem, uma ferramenta geoestatística de interpolação de superfícies que permite a estimação de valores em pontos não amostrados, se apresenta como um recurso interessante para estimar e, conseqüentemente mapear a variabilidade espacial das concentrações de parâmetros de qualidade de água.

Com esta finalidade, no presente trabalho utilizou-se de técnicas geoestatísticas para estimar a variabilidade espaço-temporal das concentrações dos parâmetros de qualidade da água pela extensão do Sistema Aquífero Bauru, visando estudar a variabilidade e as correlações lineares e espaço-temporais de parâmetros de qualidade das águas subterrâneas do Sistema Aquífero Bauru.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Recursos hídricos: importância para abastecimento humano e seus usos múltiplos

A água é fundamental para o desenvolvimento e manutenção da vida, exercendo papel importante na sobrevivência e no desenvolvimento da sociedade humana (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011; ZHOU et al., 2015).

Segundo Gleick (1993a), em valores aproximados, 96,5% do volume de água do planeta está nos oceanos, sob a forma de água salobra, e apenas 2,5% deste volume é de água doce. Este volume de água doce está distribuído em: geleiras e áreas de cobertura permanente de neve (68,7%), lagos e pântanos (0,29%), rios (0,006%) e água subterrâneas (30,1%).

Augusto et al. (2012) afirmam que embora a água doce seja um recurso natural renovável, podem ocorrer variações em sua disponibilidade devido às variações sazonais, bem como impactos ambientais podendo dificultar o acesso a esse recurso.

A água doce é considerada um recurso estratégico importante porque desta pequena parcela de água doce disponível, dependem a saúde humana, bem como diversas atividades, tais como produção de alimentos e energia, transporte, recreação, turismo, desenvolvimento industrial, deposição de resíduos (GLEICK, 1993b; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011).

Apesar de toda sua importância, a distribuição natural deste recurso é irregular e algumas regiões de grande concentração populacional possuem baixa disponibilidade hídrica, o que pode gerar conflitos (GLEICK, 1993b; AUGUSTO et al., 2012).

Segundo FAO (2003), o volume de água doce disponível anualmente para todo o mundo é de 43750 km³/ano. Em nível continental, as Américas contam com 45% desta parcela, enquanto a Ásia conta com 28%, a Europa com 15,5% e a África com 9%, o que resulta em uma disponibilidade hídrica per-capta de 24000 m³/ano nas Américas, 9300 m³/ano na Europa, 5000 m³/ano na África e 3400 m³/ano na Ásia.

O Brasil, segundo Giatti e Cutolo (2012) conta com cerca de 11% dos recursos hídricos superficiais do mundo, porém 71% de toda esta vazão nacional se encontra na bacia hidrográfica do Rio Amazonas.

Gonçales e Giampió (2006) apontam que o Brasil apresenta em seus rios uma das maiores descargas de água doce do mundo, contando com uma disponibilidade hídrica per-capta da ordem de 34000 m³/ano. Esse recurso é um dos principais responsáveis pela geração de energia elétrica do país. Aproximadamente 65% da geração de energia do Brasil é de origem hidráulica (COELHO et al., 2017).

A Agência Nacional de Águas (ANA) ilustra a atual condição das demandas por água no Brasil, mostrando que aproximadamente 75% do total de 1209,64 m³/s que representa todo o consumo nacional é destinado à agricultura irrigada, 9% se destina à produção animal, 10% para o abastecimento humano e 6% da vazão consumida no Brasil é destinada à indústria (ANA, 2016).

Ademais, associa-se o desenvolvimento da economia e a melhoria da qualidade de vida da população a um aumento na demanda por água (PAN et al., 2017). Em casos de déficit de água no Brasil, a prioridade do uso é assegurada às finalidades de consumo humano e animal, para Ruffato-Ferreira et al (2017) esta ausência de prioridade sobre o uso da água para os setores da economia associada às crescentes demandas, têm aumentado os conflitos de interesse sobre a água.

Assim, a complexidade dos múltiplos usos da água e as pressões econômicas e demográficas acarretam na degradação e poluição deste recurso (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011; BUYTAERT; BREUER, 2013). Câmara (2009) corrobora para esse pensamento ao afirmar que impactos negativos do desenvolvimento econômico e urbano têm acelerado os processos de escassez e degradação dos recursos hídricos.

2.2 Águas subterrâneas

A legislação brasileira, conforme disposto pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2008), define as águas subterrâneas como os volumes de água que ocorrem naturalmente ou artificialmente no subsolo. Por sua vez, Custodio (2010) apresenta as águas subterrâneas como a parcela de água armazenada nos vazios de solo e fissuras de rochas.

Essas águas fluem das áreas de recarga para as áreas de descarga. As áreas de recarga em geral são regiões por onde a água pode infiltrar aumentando o volume de água armazenado. Já as áreas de descarga podem constituir nascentes ou outros tipos de interface com outros corpos d'água, em forma de escoamento básico.

As camadas rochosas que estocam água podem ser classificadas de acordo com a porosidade (estocagem) e permeabilidade (capacidade de transferência de água). Conforme Mandel e Shiftan (1981):

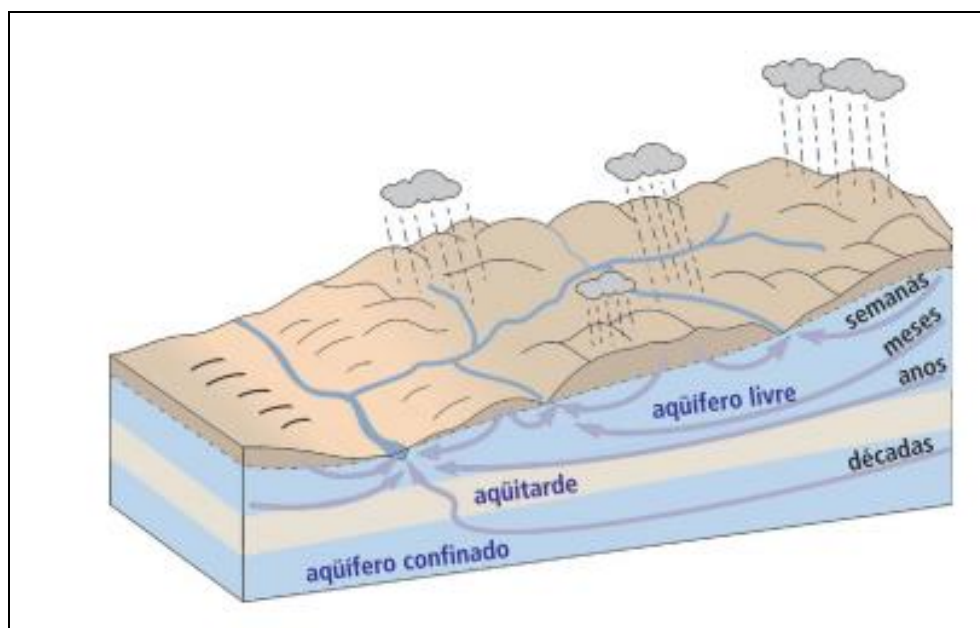
- aquíferos: são as camadas que possuem capacidade de transmitir água em quantidades que possam ser exploradas;
- aquícludes: embora possam armazenar grandes volumes de água em seus poros, oferecem resistência à transferência da água;
- aquitarde: ocupa uma posição intermediária entre os anteriores, sendo capazes de fornecer água em baixas quantidades; e
- aquífuge: são rochas que praticamente não apresentam poros.

O CONAMA (2008) define os aquíferos como corpos hidrogeológicos capazes de transmitir água por meio de poros, fissuras ou espaços resultantes da dissolução e carreamento de materiais rochosos. Os aquíferos recebem diferentes classificações de acordo com sua natureza, conforme Bedient, Rifai e Newell (1997) e Gonçalves e Giampirá (2006) apresentam os aquíferos de acordo com a seguinte classificação:

- aquífero livre: apresenta a zona saturada sob pressão atmosférica, recebe também o nome de freático;
- aquífero confinado: encontra-se inserido entre duas camadas relativamente impermeáveis. A água armazenada se encontra sob pressão, podendo sua água atingir níveis superiores ao do terreno quando este aquífero é perfurado. Nestes casos, temos um poço artesianos;
- aquífero suspenso: ocorre quando há uma acumulação de água acima do nível freático regional; e
- aquífero semi-confinado: se configura quando há uma camada confinante descontínua ou relativamente permeável.

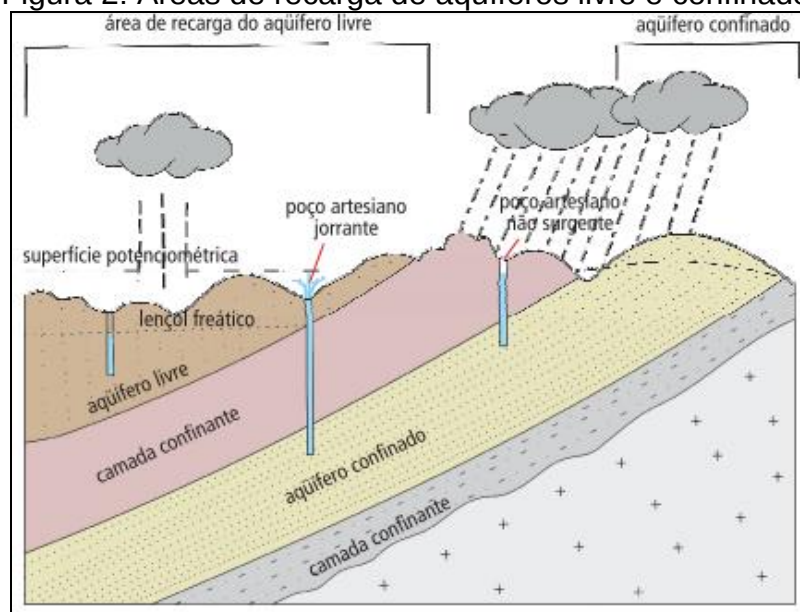
A Figura 1 ilustra as classificações apresentadas anteriormente além da ordem de grandeza da circulação das águas subterrâneas. Já a Figura 2 representa as áreas de recarga dos aquíferos confinado e livre. O lençol freático representa o limite entre a zona saturada e não saturada no aquífero livre.

Figura 1: Classificação dos corpos d'água subterrâneos e ordem de tempo de circulação das águas.



Fonte: Iritani e Ezaki (2009).

Figura 2: Áreas de recarga de aquíferos livre e confinado.



Fonte: Iritani e Ezaki (2009).

Outra classificação dos aquíferos é apresentada por Canato (2014), em função da natureza do material constituinte da camada hidrogeológica:

- aquífero granular ou sedimentar: aqueles onde a água se acumula nos poros de rochas de origem sedimentar ou de sedimentos não consolidados

- aquífero fissural: o armazenamento de água ocorre em fraturadas presentes na camada rochosa;
- cárstico: em contato com a água ocorre a dissolução do material rochoso, formando canais e condutos, possibilitando o armazenamento e escoamento de água.

Ainda de acordo com Canato (2014), os aquíferos cársticos são altamente vulneráveis à contaminação em relação aos demais, devido à sua baixa capacidade de filtração da água e os aquíferos sedimentares são mais suscetíveis à contaminação em comparação aos fissurais.

2.3 Águas subterrâneas no Estado de São Paulo

Nas (2009), Bollmann, Gasparin e Duarte (2013), apontam que o crescimento populacional e o rápido desenvolvimento industrial provocam acréscimos nas demandas por água, levando a um aumento gradual na busca pelas águas subterrâneas. Este cenário se deve principalmente ao fato de que as águas subterrâneas constituem uma das fontes mais seguras e confiáveis, especialmente em áreas rurais de países em desenvolvimento, devido à sua disponibilidade local, confiabilidade com relação a períodos de seca e sua menor suscetibilidade às atividades antrópicas (BASU; VAN METER, 2014).

Embora Souza (2006) afirme que no Brasil, devido ao baixo nível de conhecimento técnico a seu respeito, as águas subterrâneas por algum tempo tenham sido preteridas em relação às águas superficiais para finalidade de abastecimento, atualmente, Hirata, Fernandes e Bertolo (2016) afirmam que cerca de 51% da população urbana brasileira é abastecida por águas subterrâneas, atendendo a uma população na ordem de 82 milhões de pessoas. ANA (2017) mostra que no estado de São Paulo, 71% dos municípios são abastecidos por águas subterrâneas, sendo que 51% são abastecidos exclusivamente por águas subterrâneas.

Para Bertolo et al. (2015) a utilização das águas subterrâneas para abastecimento em muitos casos representa vantagens operacionais e econômicas quando comparada às águas superficiais.

Em levantamento que foram considerados 17822 poços cadastrados no Sistema de Informação das Águas Subterrâneas (SIDAS) do Departamento de

Águas e Energia Elétrica (DAEE) a utilização das águas subterrâneas no Estado de São Paulo se dá conforme apresentado na Tabela 1 (SÃO PAULO, 2013).

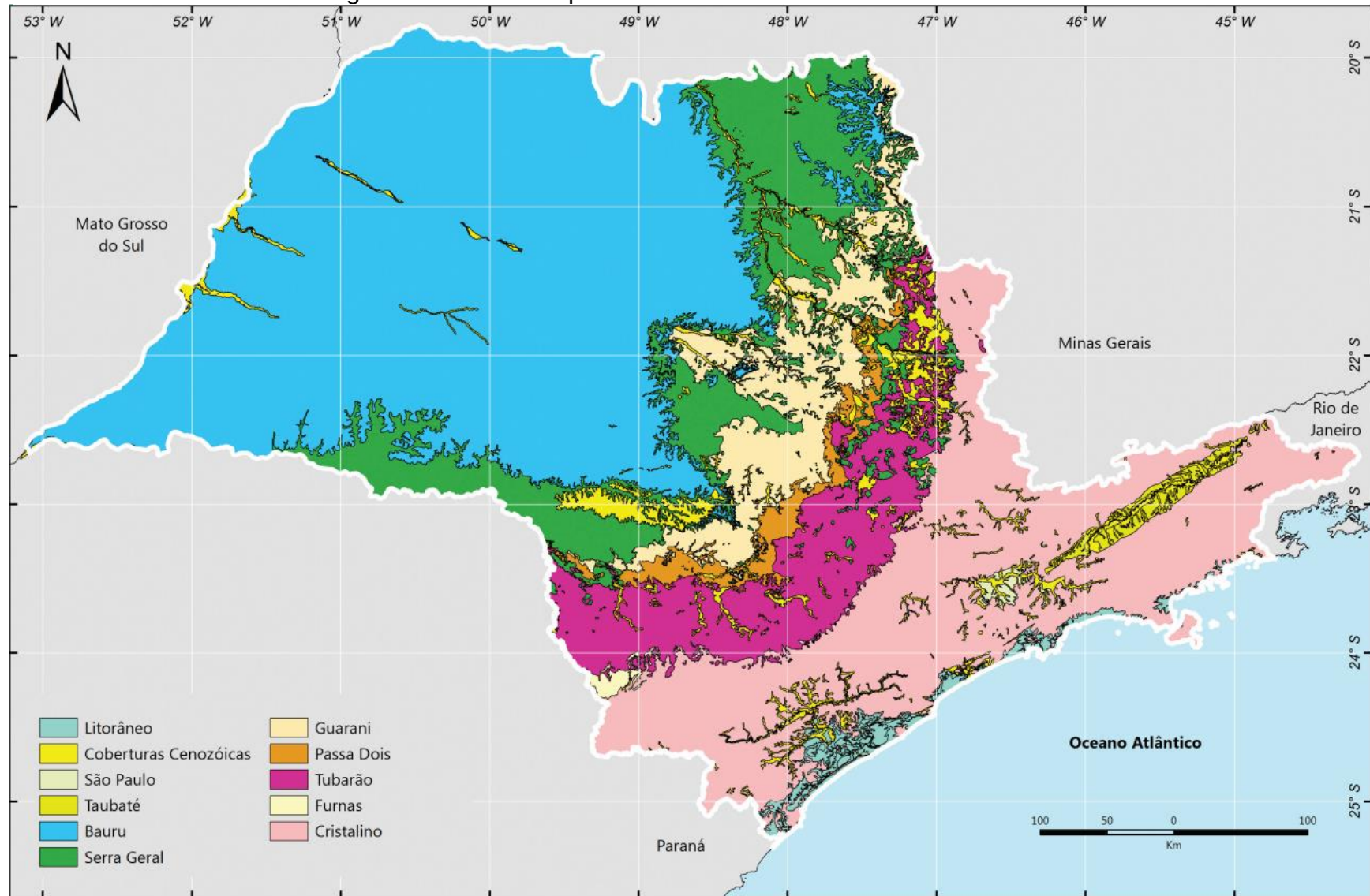
Tabela 1: Uso de água subterrânea no Estado de São Paulo

Uso	Poços	Vazão (m ³ /h)	Vazão (%)
Agricultura	1064	33282	8.6
Doméstico	4447	59981	15.5
Outros	2503	61081	15.8
Abastecimento Público	2087	89877	23.2
Industrial	5848	142517	36.9

Fonte: Adaptado de São Paulo (2013).

A Figura 3 apresenta as unidades aquíferas aflorantes no Estado de São Paulo. Destaca-se na figura o Sistema Aquífero Bauru (SAB), que se estende por aproximadamente 107000 km² na região oeste do Estado. Além de sua grande extensão o SAB merece destaque pela facilidade de acesso a suas águas que asseguram vazões medianas, sendo que 88% das vazões registradas no SAB situam-se entre 0,2 m³/h/m e 1 m³/h/m, conforme descrito por São Paulo (2013).

Figura 3: Unidades aquíferas aflorantes no Estado de São Paulo.



Fonte: São Paulo (2013).

2.4 O Sistema Aquífero Bauru

O SAB tem grande importância como manancial para os municípios paulistas, sendo que 240 municípios captam água do SAB e destes, 210 tem seu abastecimento de água integralmente feito por águas subterrâneas (SILVA; KIANG; CAETANO-CHANG, 2005). A Figura 4 ilustra o uso dos mananciais subterrâneos para o Estado de São Paulo. É possível observar uma maior dependência das águas subterrâneas na porção oeste do Estado, região em que está compreendido o SAB, conforme se pode observar pela Figura 5.

Figura 4: Uso de águas subterrâneas para abastecimento público no Estado de São Paulo.

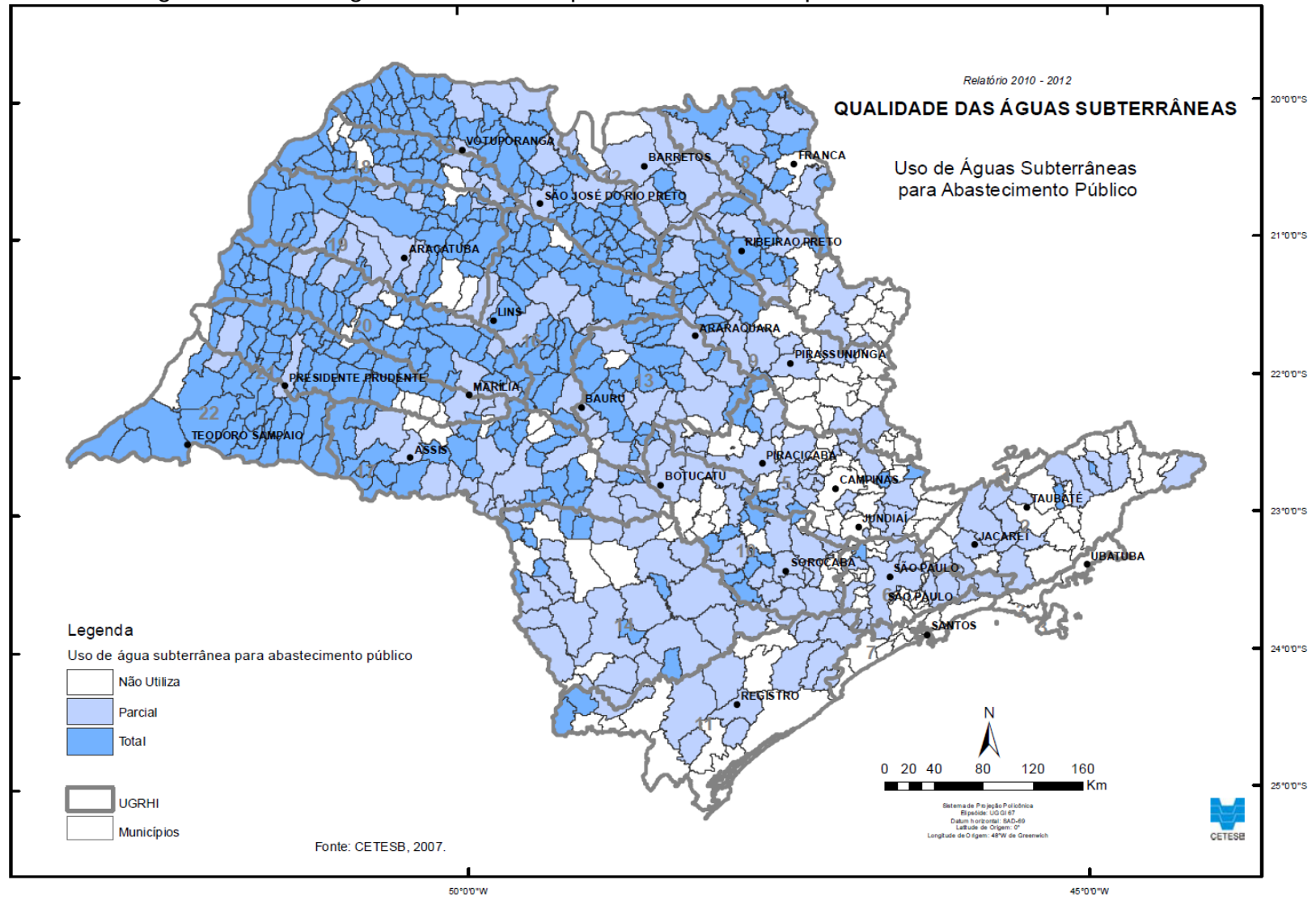
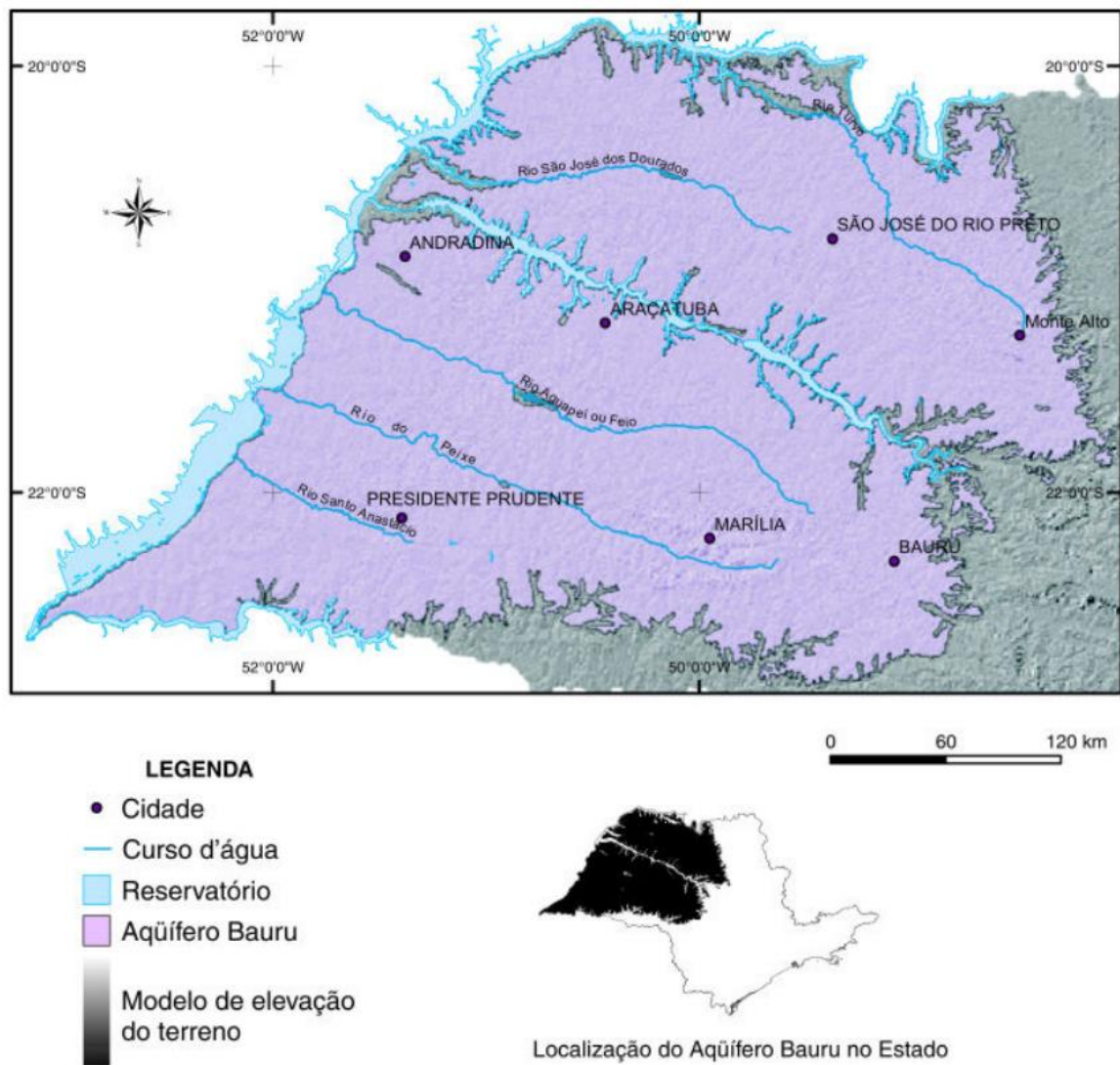


Figura 5: Localização do Sistema Aquífero Bauru no Estado de São Paulo.

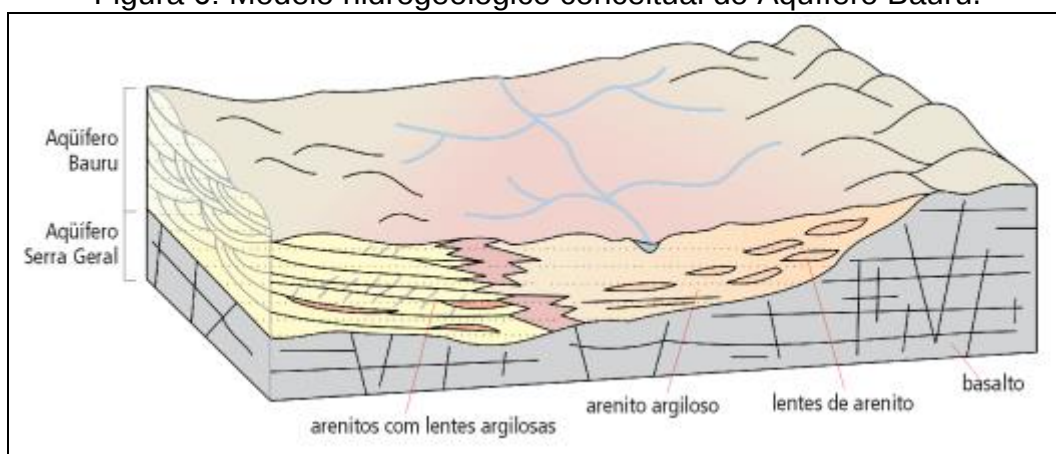


Fonte: Adaptado de Rocha (2005).

O SAB é um aquífero sedimentar que ocupa cerca de 43% do território paulista. Sua área aflorante é de 96900 km² e possui comportamento de aquífero livre e contínuo, por não possuir nenhuma outra unidade geológica que atue confinando suas águas. Devido a este fato, o lençol freático se encontra a baixa profundidade, o que facilita a exploração de suas águas (IRITANI; EZAKI, 2009).

O SAB está posicionado acima das formações basálticas do Aquífero Serra Geral, conforme mostrado pela Figura 6. As espessuras do Grupo Bauru variam até 300 m e apresentam como média 100 m, conforme Stradioto et al. (2017).

Figura 6: Modelo hidrogeológico conceitual do Aquífero Bauru.



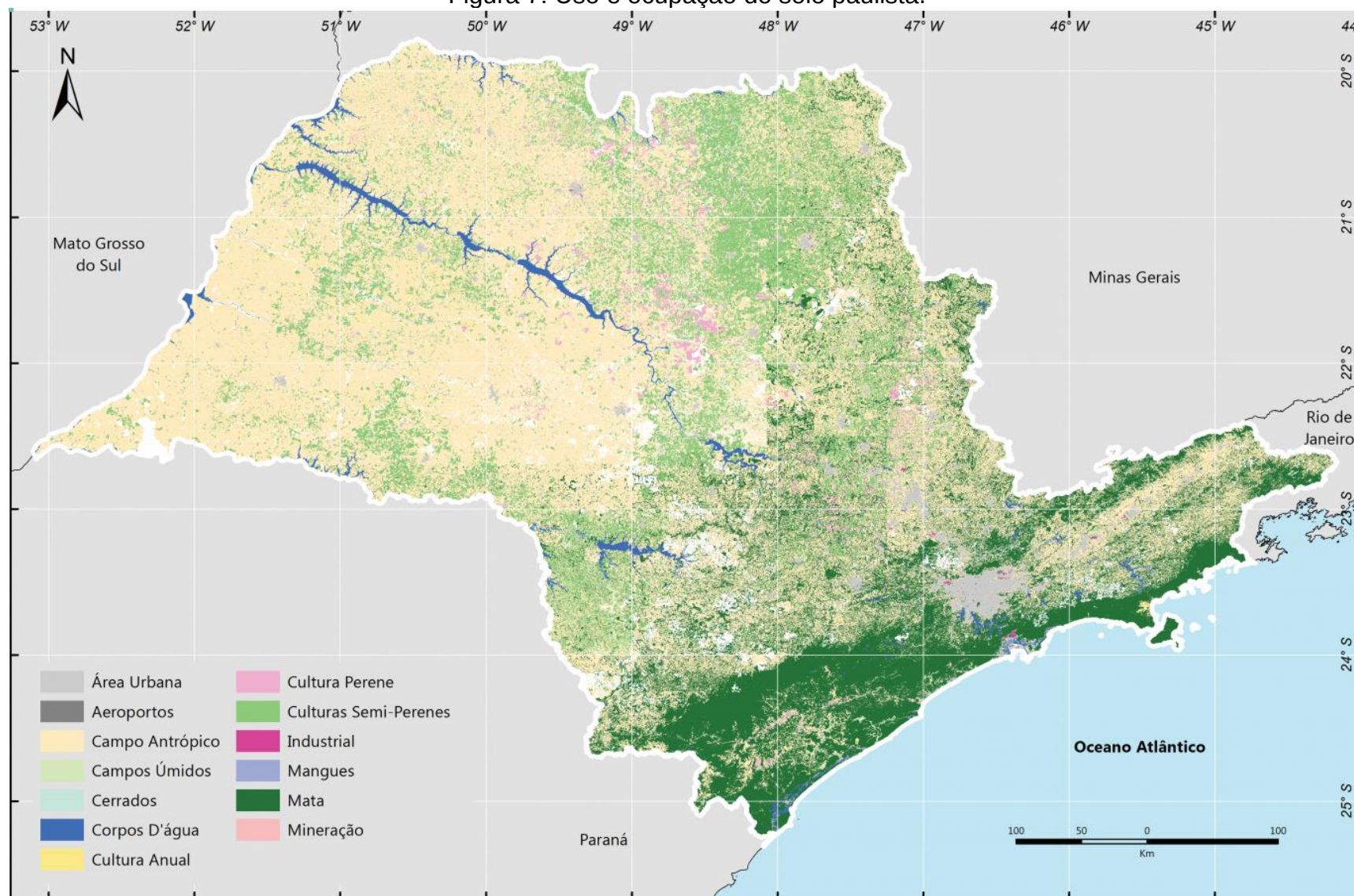
Fonte: Iritani e Ezaki (2009).

A hidroestatigrafia do SAB realizada por Silva, Kiang e Caetano-Chang (2005), demonstrou que o SAB se apresenta segmentado em aquitardes Araçatuba e Pirapozinho e aquíferos Marília, Adamantina, Birigüi, Santo Anastácio e Caiuá, em função de suas propriedades litológicas e hidráulicas. O volume permanente de água estimado em 1600 km³. Distribuídos entre os aquíferos Caiuá (150 km³), Santo Anastácio (560 km³), Birigüi (15 km³), Adamantina (810 km³) e Marília (80 km³).

Predomina na região o arenito, com algumas variações entre as unidades hidroestatigráficas. Conforme Silva, Kiang e Caetano-Chang (2005) predominam no aquífero caiuá arenitos de moderada a elevada permeabilidade, o mesmo ocorre no aquífero Birigui. Já na formação Santo Anastácio, são predominantes os arenitos de elevada permeabilidade. No aquífero Adamantina existem arenitos de moderada a elevada permeabilidade com variações de argilosidade e presença de lamitos. Enquanto que no aquífero Marília predominam os arenitos com intensa cimentação carbonática.

Predomina na região do SAB o uso do solo para fins agropecuários, com algumas manchas urbanas, conforme pode-se identificar a partir da Figura 7.

Figura 7: Uso e ocupação do solo paulista.



Fonte: São Paulo (2013).

Embora as características do SAB se apresentem positivas no que tange à exploração das suas águas, há também um aspecto negativo de seu comportamento de aquífero aflorante e livre: a reposição de suas águas ocorre em toda sua extensão, o que o torna um aquífero vulnerável à entrada de poluentes. Este fato traz uma preocupação muito pertinente com relação à qualidade das águas do SAB (SILVA; KIANG; CAETANO-CHANG, 2005; IRITANI; EZAKI, 2009).

2.5 Base de dados

Segundo Souza (2006) os órgãos responsáveis por regular e monitorar o uso das águas subterrâneas no Estado de São Paulo são o DAEE (Departamento de Águas e Energia Elétrica), a CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) e a Secretaria da Saúde. O DAEE é encarregado de tratar dos assuntos relativos à quantidade de água disponível, por meio da concessão de licenças de perfuração de poços e outorga para o uso da água, enquanto a CETESB e a Secretaria de Saúde são responsáveis pelos aspectos relativos à qualidade das águas, de acordo com as legislações existentes.

Como parte de seus esforços para monitorar a qualidade das águas subterrâneas do estado de São Paulo, a CETESB começou a implementar na década de 1990 uma rede estadual de monitoramento ambiental das águas subterrâneas, com acompanhamento semestral da qualidade das águas de poços destinados ao abastecimento público (CETESB, 2013). Os resultados deste monitoramento são publicados em relatórios trienais e o relatório relativo ao triênio de 2010 a 2012 consiste da base de dados para o desenvolvimento do presente trabalho.

A água em sua forma líquida não é encontrada na natureza sem a presença de impurezas. Estas impurezas têm origens diversas, podem ser incorporadas na água durante o processo de precipitação devido à dissolução de aerossóis e gases atmosféricos. Ainda, a água pode incorporar impurezas dissolvidas de minerais ou de materiais orgânicos dos solos. A composição química da água é função destes diversos processos químicos, físicos e biológicos aos quais ela está exposta em seu ciclo natural. Estes processos definem a concentração das impurezas e, consequentemente, sua qualidade (GONÇALES; GIAMPIÁ, 2006).

O termo qualidade da água está intrinsecamente ligado à sua finalidade, ou seja, uma água adequada para o uso industrial pode não ser adequada para o abastecimento humano (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2014).

Souza (2006) afirma que a água para abastecimento humano deve atender a limites rigorosos de concentração destas impurezas para que seu uso continuado não se torne nocivo à saúde. Ainda de acordo com Souza (2006), o conjunto de limites que definem uma qualidade de água adequada ao consumo humano é chamado de padrão de potabilidade.

A CETESB realiza duas amostragens por ano, uma no primeiro semestre (março ou abril) e uma no segundo semestre (setembro ou outubro) em aproximadamente 75 poços instalados no SAB destinados ao abastecimento público para a avaliação da qualidade de suas águas e foram avaliados 40 parâmetros físicos e químicos para cada amostra (CETESB, 2013).

2.6 Problemas existentes no Aquífero Bauru

Varnier et al. (2010; 2016) identificaram a presença de concentrações de nitrato superiores às recomendadas por Ministério da Saúde (2011), que é de 10 mg.L^{-1} , no município de Marília/SP. Varnier et al. (2010) atribuem a presença do contaminante às redes de esgotamento sanitário antigas e ao sistema de fossas adotados a partir da década de 1950, quando algumas cidades localizadas nos domínios do SAB passaram a sofrer intenso processo de urbanização.

No entanto, no trabalho conduzido por Conceição et al. (2014) não se constatou contaminação por nitrato nas águas do SAB no município de Marília/SP, apenas dois dos 16 poços apresentaram valores acima de 5 mg.L^{-1} , valor definido pela CETESB como valor de alerta. Os autores também atribuem a presença de nitrato ao sistema de esgotamento do município.

Já no município de Presidente Prudente/SP a contaminação por nitrato foi identificada no trabalho de Godoy et al. (2004). Os autores distinguem a contaminação por nitrato em diferentes regiões do município. Entre as potenciais fontes de contaminação elencadas estão: lixões, fossas negras, resíduos industriais, cemitério e possíveis vazamentos da rede de coleta de esgoto antiga.

Também no município de Presidente Prudente/SP, as presenças de nitrato e coliformes nas águas do SAB foram estudadas por Santana, Vicentini e Cuba (2012). Os autores encontraram contaminação por nitrato em apenas 9% das

amostras realizadas, no entanto 76% das amostras apresentaram contaminação por coliformes.

Moura et al. (2015) verificaram a presença de nitrato nas águas do SAB e associou esta presença ao desenvolvimento de atividades agropecuárias nas regiões adjacentes aos poços amostrados em São José do Rio Preto/SP.

Além da ocorrência de nitrato, alguns autores tais como Bourotte et al. (2009) bem como Bertolo et al. (2011a; 2011b), têm estudado a presença de crômio no SAB, encontrando em algumas regiões concentrações superiores ao valor limite de $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$, recomendado pelo padrão de potabilidade do Ministério da Saúde (Ministério da Saúde, 2011). Os autores atribuem a presença de crômio na água ao substrato rochoso sedimentar do aquífero, considerando esta contaminação, portanto, como uma contaminação natural.

É importante destacar que Uechi, Gabas e Lastoria (2017) apontam em seu trabalho que a ocorrência de crômio na porção sul-mato-grossense do SAB se deve às atividades de curtimento de couro na região, portanto, uma fonte antrópica.

Lourencetti, Prates e Oliveira (2012) verificaram o rebaixamento do nível do SAB na região de São José do Rio Preto/SP, por meio da variação da superfície potenciométrica nos períodos de 1991-1995, 1996-2000, 2001-2005 e 2006-2010. Segundo os autores, este rebaixamento se deve à intensa exploração do aquífero.

2.7 Parâmetros de qualidade e sua importância

A contaminação das águas subterrâneas pode se dar de formas naturais ou antrópicas. As fontes naturais estão ligadas ao intemperismo, devido à dissolução de rochas. Já as fontes antrópicas se devem às atividades domésticas, industriais e agrícolas que podem inserir contaminações de diversas naturezas às águas subterrâneas como matérias orgânicas, microrganismos patogênicos, componentes químicos, metais, nutrientes e alguns compostos orgânicos e inorgânicos (CANATO et al., 2014).

Assim, cada parâmetro da qualidade da água reflete uma determinada característica e possui sua importância. Dentre os vários parâmetros de qualidade das águas pode-se destacar a condutividade elétrica, nitrato, pH, cloreto, crômio, sólidos totais dissolvidos e estrôncio.

A condutividade elétrica representa de forma numérica a capacidade de uma amostra de água para conduzir corrente elétrica. Segundo CETESB (2013), esse

parâmetro indica a quantidade de sais existentes na água, sendo assim, uma medida indireta da concentração de poluentes. Além disso, consiste de um bom indicativo das modificações na composição da água, especialmente de sua concentração mineral. Sua medida é feita em $\mu\text{S.cm}^{-1}$.

O nitrato pode ser encontrado naturalmente no meio ambiente, consistindo um importante nutriente para plantas. Sua presença em água pode ocorrer devido às atividades agrícolas (devido à aplicação de fertilizantes inorgânicos), sua ocorrência pode estar vinculada também à lixiviação de vegetações naturais, dejetos animais ou humanos, devido a fossas negras, e também devido às águas residuárias (CETESB, 2013; WHO, 2011; VARNIER, 2010).

O excesso de nitrato na água, medido em mg.L^{-1} , pode levar à ocorrência de metahemoglobinemia, também conhecida como doença do bebê azul. É uma doença na qual o nitrito se combina com as células vermelhas do sangue, diminuindo a sua capacidade de transportar oxigênio (FERNICOLA; AZEVEDO, 1981). Essa doença acomete principalmente bebês devido à taxa de ingestão de água ser alta em relação à sua massa corporal (WHO, 2011).

O pH é um parâmetro adimensional que representa as condições de acidez ou alcalinidade de um meio líquido, por meio da medição da concentração de íons hidrogênio (H^+). O pH pode assumir valores na faixa de 0 a 14, valores superiores a 7, representam um meio alcalino, enquanto valores inferiores a 7 representam meio ácido. Se o pH se igualar a 7, trata-se de um meio neutro. Alterações de pH podem ter origens naturais, devido à dissolução de rochas por exemplo, ou antropogênicas: efluentes domésticos ou industriais. Essas alterações podem influenciar na solubilidade de substâncias, na toxicidade de elementos e na distribuição das formas ionizadas de diversos compostos. (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2014).

Para a Organização Mundial da Saúde (OMS) (WHO, 2011) e CETESB (2013), o pH é um fator importante a ser controlado nos processos de tratamento e distribuição de água, tendo sua importância vinculada a fatores operacionais, já que para a distribuição da água sabe-se que águas ácidas tendem a provocar corrosões, enquanto águas alcalinas podem gerar incrustações na rede.

A presença de cloreto nas águas subterrâneas pode ser atribuída à percolação da água pelos solos e rochas (CETESB, 2013). Porém, Sharma e Chhipa (2016) e WHO (2011) atribuem a presença de cloreto também às águas residuais domésticas e industriais. Concentrações elevadas de cloreto em água podem

provocar sabor salgado nas águas quando em grande concentração e também pode interferir na detecção de nitratos. Sua medida é apresentada em mg.L^{-1} .

Encontrado em tintas, fertilizantes e ligas metálicas, além de efluentes industriais, o cromo é um metal que pode ser encontrado na crosta terrestre e em água e é representado por mg.L^{-1} . Em sua forma trivalente, ele desempenha importante função no metabolismo humano e sua carência pode levar a doenças. Já em sua forma hexavalente, este elemento é tóxico e pode ser cancerígeno (BOUROTTE et al., 2009; WHO, 2011; CETESB, 2013).

A presença de sólidos em água tem sua origem natural em processos erosivos, dissolução de sais inorgânicos, presença de organismos e detritos orgânicos na água, mas também podem ser inseridos de forma artificial pela ação humana, como o lançamento de resíduos sólidos ou esgotos na água (WHO, 2011)

Os sólidos totais dissolvidos são constituídos por partículas de diâmetro inferior a $10^{-3} \mu\text{m}$, que permanecem em solução mesmo após passar por processo de filtração (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2014).

Odonnell et al. (2016) afirmam que a presença de estrôncio em água ainda não é regulada. Ainda segundo Odonnell et al. (2016), o estrôncio ocorre naturalmente na crosta terrestre e passa a gerar problemas quando sua concentração supera $4000 \mu\text{g.L}^{-1}$, levando a más formações ósseas.

A Tabela 2 apresenta os valores máximos permitidos de cada um dos parâmetros de água para abastecimento e suas unidades de medida.

Tabela 2: Valores Máximos Permitidos para cada parâmetro de qualidade de água.

Parâmetro ^(a)	Unidade	Valores Máximos Permitidos		
		CONAMA (2008)	WHO (2011)	Ministério da Saúde (2011)
Cl ⁻	mg L^{-1}	250,00	250,00	250,00
C.E.	$\mu\text{S cm}^{-1}$	— ^(b)	— ^(b)	— ^(b)
Cr	mg L^{-1}	0,05	0,05	0,05
Sr	mg L^{-1}	— ^(b)	— ^(b)	— ^(b)
N-NO ₃	mg L^{-1}	10,00	11,00	10,00
pH	— ^(c)	— ^(b)	— ^(b)	6,00 a 9,50
S.T.D.	mg L^{-1}	1000,00	— ^(b)	1000,00

^(a) C.E.: Condutividade elétrica, N-NO₃: Nitrato, Cl⁻: Íon Cloreto, Cr: Crômio, S.T.D.: Sólidos Totais Dissolvidos e Sr: Estrôncio, ^(b) Não há um valor limite estabelecido, ^(c) Valor adimensional.

Fonte: Adaptado de WHO (2011), CONAMA (2008) e Ministério da Saúde (2011).

Na Tabela 2, pode-se observar que nenhum dos órgãos reguladores estabelece valores limite para C.E., isso ocorre pelo fato de que a condutividade elétrica em si não representar um fator de preocupação para a saúde, apesar de ser um bom indicativo de alterações da qualidade da água (WHO, 2011; MINISTÉRIO DA SAÚDE, CETESB, 2013).

O mesmo ocorre com o Estrôncio, mesmo apresentando potencial danoso à saúde em concentrações superiores a 4 mg. L⁻¹, não há limites estabelecidos para sua presença em água (ODONNELL et al., 2016).

Apenas o Ministério da Saúde (2011) regulamenta os valores de pH da água. Vale apontar que esta limitação é de fundamentação técnica para a distribuição e abastecimento de água.

Embora as legislações nacionais apresentem valores limite para S. T. D., WHO (2011) não regulamenta os S. T. D., já que este parâmetro não apresenta potencial danoso à saúde, por isso não possui valores limites. No entanto, o autor apresenta valores de referência para a aceitação da água pelos consumidores finais. Segundo WHO (2011), valores inferiores a 600 mg L⁻¹, são considerados bons enquanto valores superiores a 1000 mg L⁻¹ afetam significativamente a palatabilidade da água.

2.8 Definições técnicas de geoestatística

A geoestatística surgiu com Krige (1951) que concluiu que a variância dos dados de mineração apresentava uma estruturação em função da distância de amostragem. Esta observação permitiu a Matheron (1962) desenvolver a teoria das variáveis regionalizadas, que possibilitou que a análise espacial de dados obtivesse avanço em diversas áreas do conhecimento.

Segundo Landim (2006) e Rocha, Lindner e Pitombo (2014), as variáveis regionalizadas são variáveis que apresentam um condicionamento espacial.

Nas (2009), afirma que a aplicação da geoestatística consiste de 2 tarefas distintas: a quantificação da dependência espacial das amostras e a posterior elaboração da superfície interpolada (krigagem).

O semivariograma é a ferramenta que descreve a variabilidade espacial da variável regionalizada (LANDIM, 2006; MOUSAVIFAZL; ALIZADH; GHAHRAMAN,

2013). De acordo com Lima (2007), o semivariograma define os parâmetros necessários para a interpolação de dados em pontos não amostrados.

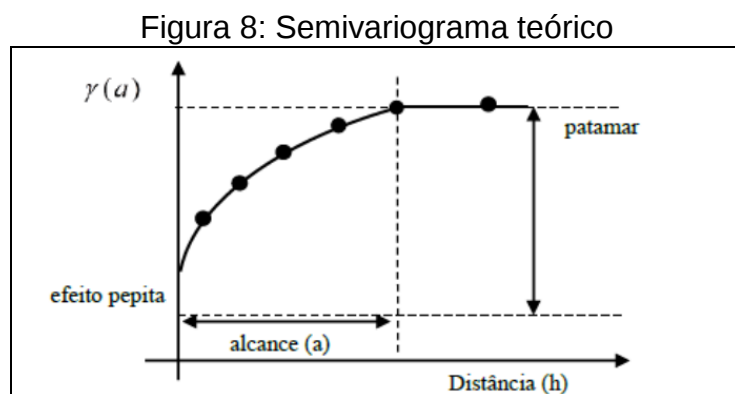
Conforme apresentado por Mehrjardi et al. (2008), o cálculo do semivariograma pode ser realizado pela Equação 1:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2n(h)} \sum_{i=1}^{n(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2 \quad \text{Equação 1}$$

Onde h representa a distância (lag), n é o número de amostras, x_i é o ponto amostrado e $Z(x_i)$ o valor da variável regionalizada no ponto x_i .

Posteriormente ao cálculo, o semivariograma deve ser ajustado a um modelo matemático que melhor se ajuste. Os modelos podem ser do tipo esférico, gaussiano e exponencial (ROCHA; LINDNER; PITOMBO, 2014). O ajuste é feito pela seleção do modelo que apresentar a menor soma dos quadrados dos resíduos (ZIMMERMAN et al., 1999).

O modelo genérico do semivariograma pode ser representado pela Figura 8, bem como os parâmetros que o descrevem.



Fonte: Adaptado de Rocha, Lindner e Pitombo (2014)

O Alcance (A_0) é a distância na qual existe dependência espacial entre os valores observados. O Patamar (C) é o valor que o semivariograma assume quando a distância atingir o alcance. Esse parâmetro representa a variância dos dados. O Efeito Pepita (C_0) representa erros de medição ou estar relacionado à variabilidade não explicada devido às pequenas distâncias. (LANDIM, 2006; LIMA, 2007; BRITO et al., 2014). Landim (2006) destaca que quanto menor o efeito pepita em relação ao patamar, maior a confiança que se pode ter na estimativa.

Segundo Mousavifazl, Alizadh e Ghahraman (2013) os parâmetros do semivariograma descrevem a estruturação da variabilidade espacial dos dados e são utilizados para a estimativa de valores em pontos não amostrados no processo da krigagem.

Segundo Rocha, Lindner e Pitombo (2014), a krigagem é uma ferramenta de interpolação que permite a estimativa de valores em pontos não amostrados a partir de n pontos vizinhos e do variograma ajustado. Sendo assim, o ajuste do semivariograma consiste de uma tarefa fundamental à qualidade do mapeamento da variável obtido pela krigagem.

A avaliação da qualidade do ajuste do semivariograma é feita por meio da validação cruzada (PAZ-FERREIRO; VAZQUEZ; VIEIRA, 2010). Esse processo é descrito por Lima (2007) como um processo no qual valores em pontos amostrados são removidos individualmente e posteriormente são calculados por meio da krigagem, como se ele não existisse. Desta forma, é construído um gráfico de Valores Estimados x Valores Observados. A validação do modelo escolhido se dá pelo coeficiente de correlação (r) da validação cruzada. O ajuste perfeito teria um coeficiente igual a 1.

Zimmerman et al. (1999) apontam em seu trabalho que quando comparado com outros métodos de análises de dados espaciais, a krigagem apresenta melhores resultados.

2.9 Uso da geoestatística como ferramenta de análise espacial em águas subterrâneas.

Embora as técnicas de geoestatística tenham sua origem atrelada às atividades de mineração, suas aplicações se estendem a diversos outros fenômenos naturais, conforme demonstrado por Kumar e Remadevi (2006), estas técnicas têm sido utilizadas nas ciências de solos, hidrologia, ciências atmosféricas e estudos de águas subterrâneas.

Este recurso foi empregado por Hu et al. (2005) para avaliar os efeitos dos altos níveis de utilização de nitrato como fertilizante na região da Planície Norte da China, além de mapear a variabilidade espacial da condutividade elétrica e da profundidade da água subterrânea. Os dados gerados pela pesquisa serão empregados na formulação de estratégias para a gestão dos solos e das águas subterrâneas.

A geoestatística se mostra importante para os estudos de águas subterrâneas uma vez que diversos aspectos da gestão de águas subterrâneas demandam conhecimento das tendências temporais e espaciais deste recurso (KUMAR; REMADEVI, 2006).

Mehrjardi et al. (2008) utilizaram de forma bem-sucedida as técnicas de geoestatística para o mapeamento de diversas variáveis de qualidade de água na região da planície de Yazd-Ardakan, no Irã.

Nas (2009) utilizou geoestatística para mapear diversos parâmetros de qualidade de água na cidade de Konya, Turquia. Os resultados permitiram determinar regiões da cidade onde a qualidade da água subterrânea está mais próxima daquela demandada para uso em abastecimento público. O autor sugere que as autoridades competentes utilizem uma rede de monitoramento georreferenciada para possibilitar avaliações mais rápidas e simples da qualidade da água subterrânea na cidade.

Assim como Bodrud-doza et al. (2016) utilizaram recursos de geoestatística para gerar diversos mapas da região central de Bangladesh de acordo com índices de qualidade de água, grau de contaminação, índice de poluição por metais pesados, índice de avaliação de metais pesados.

Delbari, Motlagh e Amiri (2013), motivados pela grande importância das águas subterrâneas para a agricultura no Irã e constatações de quedas nos volumes de águas subterrâneas armazenadas no país, para isso, os autores lançaram mão de diferentes métodos para mapear a variabilidade do nível no aquífero Eghlid, obtendo os melhores resultados com a krigagem, resultado similar ao observado por Kumar e Remadevi (2006) na Índia. Os autores identificaram reduções do nível de água mais acentuados na região central do aquífero, onde havia mais pontos amostrais disponíveis.

Hassan (2014) estudou a variabilidade espacial de diversos parâmetros de qualidade de água em um aquífero em uma região da província de Punjab no Paquistão utilizando-se da krigagem. As amostras foram realizadas em 2006 pela autoridade paquistanesa de pesquisa em recursos hídricos. Posteriormente ao mapeamento dos parâmetros de qualidade de água, o autor realizou o cálculo do índice de qualidade de água na região e detectou que a água apresenta qualidade ruim em aproximadamente 34% da área.

Gharbia et al. (2016) estudaram a qualidade das águas subterrâneas na região da Faixa de Gaza, região que sofre com a quantidade e com a qualidade das águas subterrâneas. Segundo o autor, o único aquífero na região é o aquífero costal, que é intensamente explorado para fins de abastecimento industrial e doméstico e agricultura. Devido à sua importância, o autor buscou estudar índice de qualidade das águas do aquífero com auxílio da geoestatística.

Na utilização da krigagem, Gharbia et al. (2016) encontraram dependência espacial para pH, Sólidos Totais Dissolvidos, Dureza, Alcalinidade, Cloreto, Nitrato, Sulfato, Cálcio, Magnésio e Fluoreto. A krigagem foi utilizada também para mapear a variabilidade espacial do índice de qualidade de água, o mapeamento demonstrou que as águas subterrâneas da Faixa de Gaza apresentam alto grau de deterioração.

Kurunc et al. (2016) realizaram o mapeamento por krigagem das variáveis profundidade do lençol freático, contorno do lençol freático, pH, condutividade elétrica e nitrato em um aquífero localizado em uma região da Turquia de uso predominantemente agrícola nos meses de junho e outubro de 2009 e 2010. O pH demonstrou comportamento de aleatoriedade (efeito pepita puro) em 3 dos 4 períodos amostrados, as demais variáveis mostraram dependência espacial de moderada a forte.

Os autores sugerem ainda que a identificação de padrões temporais e espaciais possam levar a adoção de alternativas apropriadas de gerenciamento a fim de proteger os solos e as águas subterrâneas da região. Além disso, os autores apontam que a importância de compreender o efeito de retorno das águas de irrigação para o lençol freático em combinação com fertilizantes para a degradação das águas.

Ashrafzadeh et al. (2016) utilizaram a técnica da krigagem e cokrigagem para estudar a salinidade das águas subterrâneas da província de Guilan, a maior produtora de arroz no Irã. Os autores utilizaram como parâmetros a condutividade elétrica e a somatória da concentração de cátions e ânions. Quase a totalidade da área estudada é irrigada por águas superficiais do Rio Sefidroud, porém há uma crescente busca pelas águas subterrâneas na região.

O autor aponta que embora o arroz apresente moderada tolerância à salinidade, existem estudos que apontam para reduções na produtividade do arroz. Ashrafzadeh et al. (2016) apontam que algumas regiões apresentam águas subterrâneas com salinidade potencialmente prejudicial à produtividade do arroz e

atribui as alterações de qualidade da água à intensiva atividade de rizicultura e aos abusos nas retiradas de água subterrânea que pode levar à entrada de águas salobras nas reservas subterrâneas. Ademais, os autores sugerem a utilização dos mapeamentos gerados no trabalho pelas autoridades competentes locais a fim de identificar as localidades que oferecem maiores riscos à produtividade de arroz.

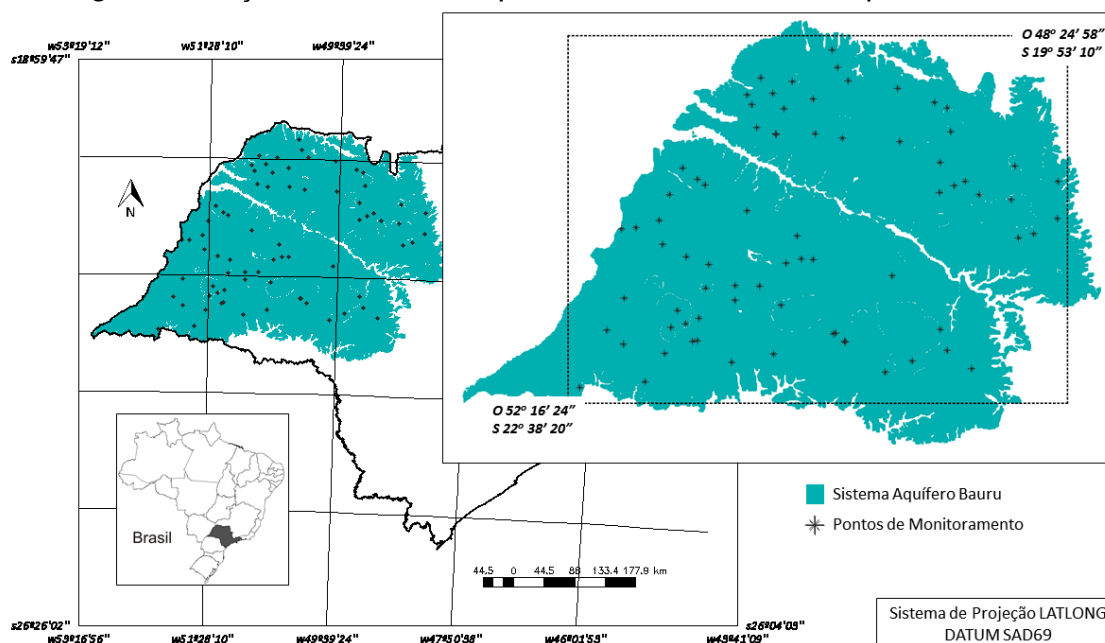
Diversos trabalhos têm se utilizado de técnicas de geoestatística para o mapeamento de parâmetros de qualidade de água em águas subterrâneas. Nas (2009) aponta a krigagem como uma ferramenta amplamente utilizada nos campos da hidrologia e no monitoramento de processos ambientais para a interpolação de dados espaciais.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área de estudo e dos dados analisados

O presente estudo foi conduzido com base nos dados técnicos das análises de qualidade de água subterrânea (2010-2012) da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2013), no qual foram coletadas amostras de água em 75 poços de monitoramento de dentro do SAB, representados na Figura 9.

Figura 9: Poços do Sistema Aquífero Bauru amostrados pela CETESB.



Fonte: Elaborado pelo Autor.

Estes pontos de amostragens foram representativos de uma área quadrante situada entre as seguintes coordenadas geográficas 52° 16' 24" W, 22° 38' 20" S e 48° 24' 58" W e 19° 53' 10" S, compreendendo aproximadamente 40% do Estado de São Paulo.

Os poços tubulares que foram amostrados por CETESB (2013) foram selecionados de acordo com suas características construtivas em concordância com as normas vigentes, foram utilizados preferencialmente poços com finalidade de abastecimento público, com licenças de outorga de uso da água concedida pelo DAEE e proteção contra contaminação. Além disso, os poços devem possuir ramal de coleta de amostra antes de qualquer tipo de tratamento e coletar água de apenas um aquífero.

Na Tabela 3 é apresentada a localização de cada ponto de coleta do conjunto de dados avaliados.

Tabela 3: Poços amostrados no Sistema Aquífero Bauru (continua).

UGRHI	Município	Ponto	Lat. (S)	Long. (O)	Localização
9	Monte Alto	BA0072P	21° 12' 43"	48° 26' 41"	Rural
12	Bebedouro	BA0233P	20° 56' 36"	48° 27' 00"	Urbano
13	Bauru	BA0232P	22° 19' 55"	49° 04' 39"	Urbano
15	Cajobi	BA0023P	20° 50' 25"	48° 47' 32"	Urbano/Rural
15	Cândido Rodrigues	BA0024P	21° 19' 49"	48° 37' 30"	Rural
15	Catiguá	BA0031P	21° 03' 34"	49° 03' 44"	Urbano
15	Indiaporã	BA0051P	20° 01' 31"	50° 14' 24"	Rural
15	Macedônia	BA0065P	20° 09' 12"	50° 11' 47"	Urbano
15	Nova Granada	BA0078P	20° 25' 47"	49° 19' 55"	Urbano
15	Palmares Paulista	BA0087P	21° 05' 09"	48° 48' 42"	Rural
15	Pedranópolis	BA0095P	20° 14' 53"	50° 06' 29"	Urbano
15	São José do Rio Preto	BA0127P	20° 49' 43"	49° 22' 40"	Urbano
15	Uchoa	BA0147P	20° 57' 41"	49° 10' 30"	Urbano
15	Américo Campos	BA0226P	20° 17' 47"	49° 43' 16"	Rural
15	Onda Verde	BA0264P	20° 36' 08"	49° 18' 00"	Rural
15	Palestina	BA0265P	20° 23' 33"	49° 25' 59"	Urbano
16	Avaí	BA0010P	22° 12' 16"	49° 16' 38"	Rural
16	Fernando Prestes	BA0038P	21° 21' 52"	48° 44' 38"	Rural
16	Potirendaba	BA0103P	21° 02' 58"	49° 22' 18"	Urbano
16	Presidente Alves	BA0104P	22° 03' 05"	49° 20' 03"	Urbano
16	Ibirá	BA0246P	20° 59' 52"	49° 15' 34"	Rural
16	Lins	BA0252P	21° 40' 08"	49° 43' 39"	Urbano
17	Gália	BA0041P	22° 17' 20"	49° 32' 59"	Rural
17	Rancharia	BA0108P	22° 19' 45"	50° 58' 33"	Rural
18	Aparecida d'Oeste	BA0007P	20° 26' 28"	50° 51' 31"	Rural
18	Dirce Reis	BA0026P	20° 27' 50"	50° 36' 22"	Urbano
18	*Floreal	BA0039P	20° 40' 14"	50° 08' 37"	Rural
18	*Guzolândia	BA0046P	20° 39' 13"	50° 39' 47"	Rural
18	Jales	BA0059P	20° 15' 54"	50° 32' 37"	Urbano
18	Nova Canaã Paulista	BA0077P	20° 22' 05"	50° 53' 41"	Urbano
18	São João das Duas Pontes	BA0125P	20° 23' 21"	50° 22' 48"	Urbano
18	General Salgado	BA0219P	20° 38' 35"	50° 21' 30"	Urbano
18	Monte Aprazível	BA0259P	20° 41' 11"	49° 41' 39"	Rural

Tabela 3: Poços amostrados no Sistema Aquífero Bauru (continua).

UGRHI	Município	Ponto	Lat. (S)	Long. (O)	Localização
18	Santana da Ponte Pensa	BA0277P	20° 14' 31"	50° 47' 29"	Rural
18	São Francisco	BA0291P	20°21'21"	50°41'35"	Rural
18	Guzolândia	BA0293P	20°39'04"	50°39'57"	Urbano
19	Andradina	BA0006P	20° 54' 48"	51° 23' 19"	Urbano
19	Bilac	BA0014P	21° 23' 47"	50° 28' 57"	Urbano
19	Guaraçaí	BA0044P	21° 01' 55"	51° 12' 46"	Urbano
19	Murutinga do Sul	BA0076P	20° 59' 32"	51° 16' 19"	Rural
19	Sud Mennucci	BA0141P	20° 36' 28"	50° 48' 53"	Urbano
20	Clementina	BA0028P	21° 33' 39"	50° 26' 46"	Urbano
20	Monte Castelo	BA0073P	21° 17' 58"	51° 33' 54"	Urbano
20	Nova Independência	BA0079P	21° 06' 30"	51° 29' 25"	Urbano
20	Panorama	BA0088P	21° 22' 01"	51° 51' 38"	Urbano
20	Parapuã	BA0090P	21° 46' 05"	50° 46' 15"	Rural
20	Piacatu	BA0097P	21° 35' 47"	50° 33' 47"	Rural
20	Santa Mercedes	BA0123P	21° 21' 22"	51° 44' 58"	Rural
20	Tupã	BA0146P	21° 54' 16"	50° 35' 47"	Urbano
20	Valparaíso	BA0149P	21° 13' 12"	50° 52' 40"	Urbano
20	Pompéia	BA0203P	22° 06' 04"	50° 09' 44"	Urbano
20	Pompéia	BA0211P	22° 06' 10"	50° 10' 40"	Urbano
20	Dracena	BA0241P	21° 28' 37"	51° 32' 10"	Urbano
21	Alfredo Marcondes	BA0002P	21° 57' 30"	51° 24' 42"	Rural
21	Caiabu	BA0022P	22° 00' 43"	51° 14' 24"	Rural
21	Flórida Paulista	BA0040P	21° 36' 58"	51° 10' 18"	Urbano
21	Indiana	BA0050P	22° 10' 32"	51° 15' 04"	Urbano
21	Inúbia Paulista	BA0052P	21° 46' 07"	50° 57' 39"	Urbano
21	Irapuru	BA0054P	21° 33' 45"	51° 20' 52"	Urbano
21	Mariápolis	BA0066P	21° 47' 29"	51° 11' 32"	Rural
21	*Oriente	BA0085P	22° 09' 47"	50° 04' 56"	Rural
21	Quatá	BA0107P	22° 15' 53"	50° 38' 48"	Rural
21	Sagres	BA0117P	21° 52' 32"	50° 57' 32"	Rural
21	Álvares Machado	BA0158P	22° 05' 08"	51° 27' 36"	Rural
21	*Presidente Prudente	BA0191P	22° 03' 15"	51° 20' 42"	Rural
21	Lupércio	BA0253P	22° 22' 40"	49° 45' 41"	Rural
21	Oriente	BA0289P	22°09'32"	50°05'16"	Urbano
21	Irapuru	BA0297P	21°33'51"	51°21'10"	Urbano
22	Estrela do Norte	BA0037P	22° 29' 09"	51° 39' 38"	Urbano
22	Pirapozinho	BA0100P	22° 16' 29"	51° 30' 24"	Urbano
22	Presidente Venceslau	BA0106P	21° 52' 25"	51° 49' 53"	Urbano

Tabela 3: Poços amostrados no Sistema Aquífero Bauru (conclusão).

UGRHI	Município	Ponto	Lat. (S)	Long. (O)	Localização
22	Presidente Venceslau	BA0106P	21° 52' 25"	51° 49' 53"	Urbano
22	Teodoro Sampaio	BA0144P	22° 31' 56"	52° 10' 31"	Urbano
22	Regente Feijó	BA0188P	22° 10' 55"	51° 17' 10"	Rural
22	Marabá Paulista	BA0255P	22° 06' 46"	51° 57' 53"	Urbano
22	Mirante do Paranapanema	BA0258P	22° 12' 51"	51° 50' 01"	Rural

*: Poços desativados ao longo do período de 2010 a 2012.

Fonte: Adaptado de CETESB (2013).

Foram avaliados diversos parâmetros, conforme disposto em CETESB (2013), porém os parâmetros adotados no presente trabalho foram: Condutividade Elétrica (C.E.) dada em $\mu\text{S cm}^{-1}$; pH (pH), parâmetro adimensional; e, Nitrato (N-NO_3), Cloreto (Cl^-), Crômio (Cr), Sólidos Totais Dissolvidos (S.T.D) e Estrôncio (Sr), todos dados em mg.L^{-1} . Os métodos analíticos utilizados para a determinação das concentrações dos parâmetros são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4: Métodos utilizados na análise dos parâmetros de qualidade de água.

Parâmetro ^(a)	Unidade	Método Analítico
Cl^-	mg L^{-1}	Método 4500-Cl, Ítem G ^(c) Colorimetria automática com tiocianato de mercúrio; Método 4110C ^(c) Cromatografia Iônica
C.E.	$\mu\text{S cm}^{-1}$	Seção 2510B ^(c)
Cr	mg L^{-1}	Método 3113 (c) Espectrometria de absorção atômica-forno de grafite; Método 6010C ^(d)
Sr	mg L^{-1}	Método 6010C ^(c)
N-NO_3	mg L^{-1}	Método 4110C ^(c) Cromatografia Iônica
pH	— ^(b)	Peagâmetro Método 4500 ^(c)
S.T.D.	mg L^{-1}	Método 3120-B ^(c) Espectrometria ótica de emissão com plasma de argônio-ICP/OES; Método 6010C ^(d)

^(a) C.E.: Condutividade elétrica, N-NO_3 : Nitrato, Cl^- : Íon Cloreto, Cr: Crômio, S.T.D.: Sólidos Totais Dissolvidos e Sr: Estrôncio, ^(b) Valor adimensional, ^(c) 21ª ou 22ª Edições do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA AWWA WEF); ^(d) United States Environmental Protection Agency (USEPA).

Fonte: Adaptado de CETESB (2013).

A definição dos parâmetros utilizados neste estudo se deu em função de sua importância, conforme CONAMA (2008), bem como a variabilidade dos dados, para que fosse possível realizar a krigagem dos parâmetros, visto que alguns parâmetros não apresentaram variabilidade de dados, já que em diversas amostragens as concentrações ocorreram em valores inferiores aos limites de detecção das metodologias empregadas.

O estudo consistiu na avaliação dos parâmetros acima descritos durante o triênio (2010-2012) sendo que a cada ano foram realizadas coletas semestrais, ou seja, foram realizadas com base em coletas no primeiro semestre (março-abril: final das chuvas) e segundo semestre de cada ano (setembro-outubro: final do período seco). Assim, os parâmetros ficaram identificados por meio de sufixos, de acordo com os semestres e o ano de coleta. Tais dados foram organizados e tabulados em planilhas para posterior análise estatística e geoestatística.

É importante ressaltar que as informações disponibilizadas por CETESB (2013) não permitem a identificação das profundidades de coleta das amostragens realizadas.

3.2 Análise dos dados

Para cada parâmetro estudado foi efetuada a análise estatística descritiva clássica, utilizando-se da planilha de cálculos Excel. Assim, nesta etapa foram calculadas as médias, valores máximos e mínimos, desvio padrão, coeficiente de variação, curtose e assimetria. Posteriormente, montou-se a matriz de correlação de Pearson com a finalidade de avaliar as interações entre atributos e eleger candidatos à modelagem de regressões de interesse para as combinações duas a duas entre os parâmetros estudados. A etapa de modelagem consistiu na análise do melhor modelo matemático de ajuste entre os pares de atributos estudados.

No âmbito da geoestatística, para cada parâmetro foi analisada a dependência espacial pelo cálculo do semivariograma simples, utilizando o software *Gamma Design Software GS+ 7.0* (ROBERTSON, 2004). Posteriormente, com a finalidade de avaliar a correlação espacial entre parâmetros, foi testado o ajuste semivariográfico cruzado entre os parâmetros de maior interesse.

Os ajustes dos semivariogramas (simples e cruzados) foram efetuados observando a seleção inicial de: 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), onde a proposta de análise, conforme Robertson (2004), foi: a) $ADE \leq 25\%$ = variável fracamente dependente; b) $25\% < ADE \leq 75\%$ = variável moderadamente dependente, e c) $ADE > 75\%$ = variável altamente dependente. A decisão final do modelo que representou o ajuste foi dada por meio do coeficiente de correlação da validação cruzada (r), assim como na definição do número de vizinhos que gerou o melhor mapeamento.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Análise descritiva

A Tabela 5 apresenta os resultados obtidos para a análise descritiva dos parâmetros avaliados no trabalho.

Tabela 5: Análise descritiva dos parâmetros de qualidade de água no Sistema Aquífero Bauru (continua).

Medidas estatísticas descritivas							
Período	Valor			Desvio Padrão	Coeficiente		
	Média	Mínimo	Máximo		Variação (%)	Curtose	Assimetria
CLORETO TOTAL (mg L ⁻¹) (VMP=250,0 mg.L ⁻¹)							
1ºsem/10	5,0	0,4	49,8	7,8	155,1	17,1	3,7
2ºsem/10	5,4	0,2	60,4	9,8	180,2	17,8	4,0
1ºsem/11	4,8	0,2	52,2	7,9	165,3	20,3	4,1
2ºsem/11	4,9	0,3	57,6	8,7	177,8	24,3	4,6
1ºsem/12	4,9	0,2	54,7	8,4	170,6	19,8	4,1
2ºsem/12	4,8	0,2	46,8	8,0	165,3	13,5	3,5
CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (µS cm ⁻¹) (VMP=Não há)							
1ºsem/10	199,8	30,0	476,0	86,3	43,2	1,3	0,8
2ºsem/10	211,5	32,0	628,0	106,2	50,2	3,8	1,6
1ºsem/11	209,8	30,0	539,0	96,5	46,0	2,3	1,1
2ºsem/11	216,4	27,0	557,0	99,9	46,2	1,9	1,1
1ºsem/12	212,2	33,0	560,0	96,7	45,6	2,9	1,2
2ºsem/12	233,9	32,0	609,0	118,0	50,5	1,9	1,4
CRÔMIO TOTAL (mg L ⁻¹) (VMP=0,05 mg.L ⁻¹)							
1ºsem/10	0,022	0,003	0,066	0,02	76,5	0,2	1,1
2ºsem/10	0,022	0,003	0,081	0,02	87,0	1,2	1,4
1ºsem/11	0,020	0,003	0,069	0,02	82,5	1,2	1,2
2ºsem/11	0,024	0,002	0,076	0,02	82,0	0,1	1,0
1ºsem/12	0,021	0,003	0,094	0,02	86,5	3,3	1,7
2ºsem/12	0,026	0,003	0,082	0,02	81,7	0,4	1,2
ESTRÔNCIO (mg L ⁻¹) (VMP=Não há)							
1ºsem/10	0,3	0,0	2,3	0,4	122,3	14,2	3,4
2ºsem/10	0,4	0,0	3,0	0,5	127,3	15,8	3,5
1ºsem/11	0,4	0,0	3,2	0,5	150,2	18,5	4,0
2ºsem/11	0,4	0,0	2,6	0,4	118,5	14,4	3,4
1ºsem/12	0,3	0,0	2,7	0,4	129,9	13,8	3,3
2ºsem/12	0,3	0,0	2,4	0,4	131,9	15,1	3,6
NITRATO (mg L ⁻¹) (VMP=10,0 mg.L ⁻¹)							
1ºsem/10	3,4	0,1	19,0	3,9	113,2	3,0	1,7
2ºsem/10	3,3	0,0	19,0	3,6	109,6	3,9	1,6
1ºsem/11	3,1	0,1	18,0	3,3	108,6	5,1	1,9
2ºsem/11	3,0	0,1	19,0	3,5	114,3	5,7	2,0
1ºsem/12	3,0	0,0	19,0	3,3	108,6	7,0	2,2
2ºsem/12	2,9	0,1	17,0	3,1	108,4	5,1	2,0

Tabela 5: Análise descritiva dos parâmetros de qualidade de água no Sistema Aquífero Bauru (continua).(conclusão).

Período	Valor			Desvio Padrão	Coeficiente		
	Média	Mínimo	Máximo		Variação (%)	Curtose	Assimetria
pH (6,0≤pH≤9,0)							
1ºsem/10	6,7	5,0	9,4	0,9	12,7	0,6	0,8
2ºsem/10	6,8	5,0	9,0	0,7	10,0	1,9	0,1
1ºsem/11	6,8	5,0	9,1	0,8	11,2	1,2	0,1
2ºsem/11	7,0	5,9	9,2	0,6	9,1	2,6	0,8
1ºsem/12	7,2	5,6	9,1	0,7	10,2	0,7	0,7
2ºsem/12	6,9	5,0	9,2	0,7	10,6	0,9	0,2
SÓLIDOS TOTAIS DISSOLVIDOS (mg L ⁻¹) (VMP=1000,0 mg.L ⁻¹)							
1ºsem/10	153,7	32,0	390,0	60,4	39,3	3,0	1,4
2ºsem/10	165,3	52,0	438,0	70,1	42,4	3,0	1,4
1ºsem/11	162,6	52,0	433,0	67,5	41,5	3,4	1,4
2ºsem/11	153,0	51,0	390,0	59,5	38,9	3,3	1,4
1ºsem/12	171,6	40,0	504,0	67,4	39,3	7,8	1,9
2ºsem/12	150,7	34,0	440,0	75,6	50,1	2,9	1,4

Para Pimentel-Gomes e Garcia (2002), a variabilidade de um atributo pode ser classificada segundo seu coeficiente de variação (CV). Atributos que apresentarem CV inferior a 10% são considerados de baixa variabilidade, atributos de média variabilidade apresentam CV entre 10% e 20%, enquanto que atributos com CV entre 20% e 30% são considerados de alta variabilidade. Aqueles que apresentarem valores de CV superiores a 30% são considerados de variabilidade muito alta. CV elevado denota heterogeneidade dos dados, já CV baixo indica homogeneidade (LIMA, 2012).

A presença de cloreto nas águas do SAB ocorre em pequenas quantidades, conforme se pode observar, no período analisado, porém com variabilidade muito alta. A concentração máxima atingiu 60,4 mg L⁻¹, valor que segundo WHO (2011) não afeta o sabor da água. Os consumidores da água passam a notar a presença de cloreto na água em concentrações superiores a 250,0 mg L⁻¹ pelo sabor, concentração esta, considerada limite por Ministério de Saúde (2011).

Os valores de condutividade elétrica se apresentaram em uma faixa média de 199,8 µS cm⁻¹ no primeiro semestre de 2010 até 233,9 µS cm⁻¹ no segundo semestre de 2012, com um pico máximo de 628,0 em uma das amostras coletadas no segundo semestre de 2010. Do ponto de vista da variabilidade, nota-se variabilidade muito alta dos dados. A condutividade elétrica, segundo Sharma e Chhipa (2016) e CETESB (2013) é resultado de sais dissolvidos em água. Stradioto

et al (2017) utilizaram a condutividade elétrica para estudar a interação das águas com minerais presentes nas formações rochosas do SAB.

As concentrações encontradas para o cromo apontam para uma contaminação por cromo acima dos limites estabelecidos pelo padrão de potabilidade, que embora tenha potencial danoso à saúde, tem sua origem no SAB atribuída a fontes naturais por Bourotte et al. (2009) e Bertolo et al. (2011a; 2011b). As concentrações de cromo apresentam variabilidade muito alta, denotando heterogeneidade dos dados.

O Ministério da Saúde (2011) estabelece como valor limite de concentração de cromo em águas destinadas ao abastecimento público $0,05 \text{ mg L}^{-1}$, os valores encontrados em média se enquadraram dentro do limite estabelecido, porém os valores máximos superaram o limite em todos os períodos apresentando o valor mais alto no primeiro semestre de 2012, quando a concentração medida atingiu $0,94 \text{ mg L}^{-1}$.

Embora não seja regulamentada, a presença de estrôncio em água é comum e passa a ser prejudicial em valores acima de $4000 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ ($4,0 \text{ mg L}^{-1}$) (ODONNELL et al., 2016). A Tabela 5 demonstra que a presença de estrôncio no SAB, embora apresente variabilidade considerada muito alta, ocorre abaixo dos níveis prejudiciais, atingindo concentração máxima no período de $3,2 \text{ mg L}^{-1}$.

Maldaner et al. (2013) atribuem a presença de estrôncio em água do SAB primeiramente a interações entre rocha e água e secundariamente a fontes externas, por meio da recarga do SAB.

As concentrações de Nitrato em média se mostraram inferiores ao valor limite de $10,0 \text{ mg L}^{-1}$ em todos os períodos avaliados, porém seus valores máximos demonstraram que existe contaminação por nitrato no SAB, com um máximo de $19,0 \text{ mg L}^{-1}$ observado nos primeiros semestres de 2010 e 2012 e nos segundos semestres de 2010 e 2011, além disso, pode-se observar variabilidade muito alta dos dados. Os altos valores registrados de Nitrato denunciam forte interferência antrópica na concentração deste poluente.

Estes resultados estão em concordância com os trabalhos de Varnier et al (2010; 2016), bem como Conceição et al. (2014), Godoy et al. (2014) e Moura (2015) que identificaram a presença de Nitrato acima dos padrões de potabilidade nas águas do SAB em escala local.

Os valores de pH se mostram dentro dos limites máximos, porém algumas amostras atingem valores inferiores ao limite mínimo definido por Ministério da Saúde (2011), apresentando variabilidade considerada de baixa a média, em função até do intervalo de valores que este parâmetro pode assumir (de 0 a 14).

Maldaner et al. (2013) apontam com coletas realizadas em poços no município de Urânia/SP que o pH apresenta valores mais baixos de 4,4 a 6,5 (ácidos) em poços até 30 m, chegando a atingir valores entre 8,5 e 10,5 (básicos) em regiões mais profundas, acima de 70 m.

As concentrações de Sólidos Dissolvidos Totais demonstram uma alta variabilidade dos dados, atingindo máximo no período de 504,0 mg L⁻¹ no primeiro semestre de 2012. WHO (2011) estabelece que valores inferiores a 600,0 mg L⁻¹ são considerados bons níveis de palatabilidade da água, no geral. Ministério da Saúde (2011) apresenta como valor limite 1000,0 mg L⁻¹.

Portanto, a análise da Tabela 5 em comparação com os valores estabelecidos como padrão de potabilidade por Ministério da Saúde (2011), apresentados na Tabela 2 permite concluir que há concentrações excessivas de Nitrato e também altas concentrações de Crômio.

Do ponto de vista da variabilidade, os parâmetros avaliados apresentaram variabilidade muito alta, excetuando-se o pH, cuja variabilidade pode ser classificada como média, fato este, muito influenciado pela magnitude limitada dos valores desse parâmetro. Assim, no geral, pode-se dizer que a elevada variabilidade dos dados observada para os demais parâmetros pode ter relação com a grande área amostral de coleta de dados e suas distintas características geológicas e ambientais existentes.

4.2 Matriz de correlação e modelagem

Inicialmente foram geradas 6 matrizes de correlação entre os parâmetros, uma para cada semestre do período estudado de forma a tentar observar a influência da sazonalidade (período de chuva/período de seca). Porém foi observado que para todos os pares, tal fato não ocorreu, notando-se apenas uma pequena variação nos valores do coeficiente de correlação (r). Deste modo, com a finalidade de trabalhar com uma quantidade elevada e consistente de dados foi montada uma matriz de correlação com os dados de todo o período estudado. Assim, na Tabela 6

é apresentada a matriz de correlação de Pearson elaborada para os parâmetros estudados no período de 2010 a 2012 nas águas do Sistema Aquífero Bauru.

Tabela 6: Matriz de correlação de Pearson para os parâmetros de qualidade das águas do Sistema Aquífero Bauru (2010 a 2012).

Parâmetros ^(a)	Coeficiente de Correlação ^(b)					
	S. T. D.	N-NO ₃	pH	C. E.	Cl ⁻	Cr
N-NO ₃	0,399 ^{**}	-	-	-	-	-
pH	0,189 ^{NS}	-0,229 ^{NS}	-	-	-	-
C. E.	0,806 ^{**}	0,328 ^{**}	0,307 ^{NS}	-	-	-
Cl ⁻	0,496 ^{**}	0,819 ^{**}	-0,009 ^{NS}	0,532 ^{**}	-	-
Cr	0,038 ^{NS}	-0,242 ^{NS}	0,103 ^{NS}	0,057 ^{NS}	-0,027 ^{NS}	-
Sr	0,179 ^{NS}	-0,151 ^{NS}	0,230 ^{NS}	0,206 ^{NS}	-0,003 ^{NS}	0,049 ^{NS}

^(a) S. T. D.: Sólidos Totais Dissolvidos, N-NO₃: Nitrato, C. E.: Condutividade Elétrica, Cl⁻: íon cloreto, Cr: Crômio e Sr: Estrôncio. ^(b): ** Significativo a 1%; NS: Não significativo.

A partir da Tabela 6, pode-se observar que as principais correlações entre os parâmetros ocorreram entre os pares: Cl⁻ x N-NO₃ ($r = 0,819^{**}$), C. E. x S. T. D. ($r = 0,806^{**}$), e Cl⁻ x C. E. ($r = 0,532^{**}$), todas de forma direta entre causa e efeito.

Sharma e Chhipa (2016) observaram correlações diretas entre Sólidos Totais Dissolvidos vs Condutividade Elétrica, bem como Cloreto vs Condutividade Elétrica, além de correlações entre Cloreto vs Sólidos Totais Dissolvidos, Dureza Total vs Condutividade Elétrica e Dureza Total vs Cloreto em águas subterrâneas.

Varnier et al. (2010) bem como Bodrud-Doza et al (2016) encontraram correlações entre Cl⁻ e C.E., o que segundo Bodrud-Doza et al (2016) se deve à influência do íon cloreto na determinação da salinidade da água. Sabe-se a partir de CETESB (2013) que a condutividade elétrica indica a dissolução de sais na água.

Moura et al. (2015) indicam que elevadas correlações entre N-NO₃ e Cl⁻ são indicativos de que a presença destes poluentes nas águas subterrâneas tem sua origem em atividades antrópicas, tais como condições precárias de saneamento ou utilização de adubos orgânicos em áreas rurais.

WHO (2011) indica que a presença de sólidos em água pode ser atribuída em partes à dissolução de sais orgânicos, o que pode ajudar a explicar as correlações entre C.E. e S.T.D., Cl⁻ e S.T.D. Vale lembrar ainda que os sólidos podem refletir a presença de detritos orgânicos em água (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2014), podendo assim, explicar a existência de correlação entre N-NO₃ e S.T.D.

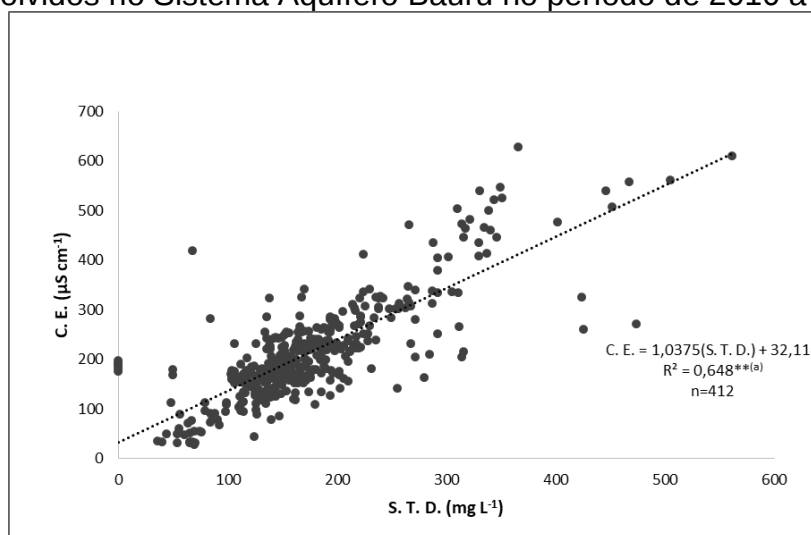
Das correlações observadas, foram escolhidas as mais significativas para a realização da modelagem matemática por meio de regressão linear simples. Assim os ajustes são apresentados na Tabela 7 e também em Figura 10 e Figura 11.

Tabela 7: Modelagem matemática de correlação entre parâmetros de qualidade de água do Sistema Aquífero Bauru.

Modelo Matemático ⁽¹⁾	Coeficiente de ajuste					Número Amostral
	a	b	c	r	r ²	
$N-NO_3 = c^2(Cl^-) + b(Cl^-) + a$	0,594	0,723	-0.00662	-	0.688	395
$C. E. = b(S.T.D.) + a$	32,114	10,375	-	-	0.649	412

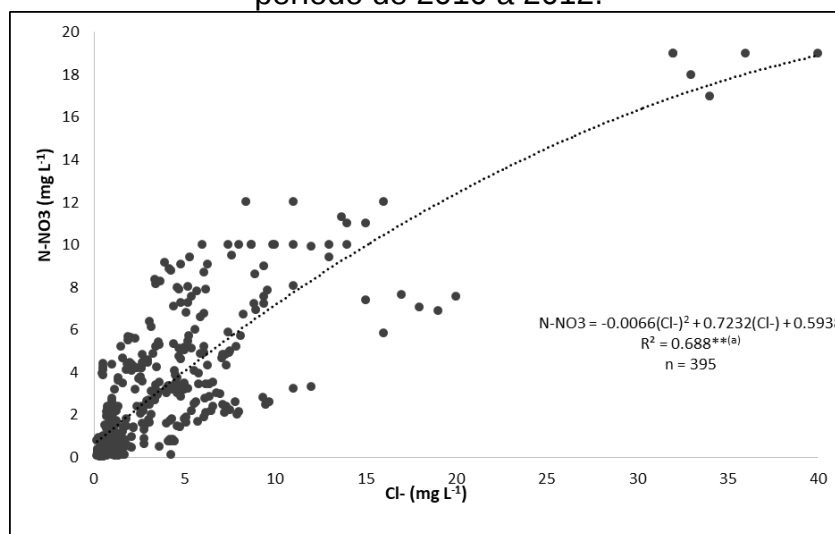
⁽¹⁾S.T.D. = Sólidos Totais Dissolvidos, C.E. = Condutividade Elétrica, N-NO₃ = Nitrato, Cl⁻ = Cloreto Total.

Figura 10: Curva de regressão entre Condutividade Elétrica e Sólidos Totais Dissolvidos no Sistema Aquífero Bauru no período de 2010 a 2012.



(a)**=Significativo a 1%.

Figura 11: Curva de regressão entre Nitrato e Cloreto no Sistema Aquífero Bauru no período de 2010 a 2012.



(a)**=Significativo a 1%.

Assim, conforme apresentado Figura 10, aproximadamente 65% da variabilidade da C.E. pôde ser explicada pela distribuição do STD. Já na Figura 11, nota-se que aproximadamente 69% da variabilidade do N-NO₃ pôde ser explicada pela distribuição do Cl⁻ na área do Sistema Aquífero Bauru, no Estado de São Paulo.

4.3 Análise geoestatística

4.3.1 Ajuste dos semivariograma simples dos parâmetros analisados

Segundo Landim (2006), para que se possa realizar uma análise geoestatística razoável, deve-se dispor de um banco de dados com ao menos 30 a 40 pontos amostrais, desta forma, a rede de monitoramento da CETESB no SAB atende a tal recomendação, visto que conta com 75 pontos.

De forma a simplificar a identificação dos parâmetros avaliados, os dados dos ajustes semivariográficos são apresentados na Tabela 8 identificados pelo ano de amostragem seguido do número que identifica o semestre no qual as amostragens foram realizadas, sendo que 1 representa o primeiro semestre do ano e 2 o segundo semestre.

A análise da Tabela 8 demonstra que foi possível observar dependência espacial para todos os parâmetros em todos os períodos observados, o que permitiu, portanto a realização dos mapeamentos por krigagem.

Tabela 8: Parâmetros dos semivariogramas simples ajustados para os atributos físico-químicos da água do Sistema Aquífero Bauru (continua).

Atributos ^(a)	Parâmetros do Ajuste Semivariográfico									
	Modelo ^(b) (c)(d)	C ₀	C ₀ +C	A ₀ (m)	r ²	SQR ^(e)	ADE ^(f)	Validação Cruzada		
							%	a	B	R
γ(h) simples do Cloreto										
Cl ⁻ 2010-1	esf ₍₁₆₎ (log)	3,9.10 ⁻¹	1,645	49900	0,856	1,31.10 ⁻¹	76,3	2,80	0,495	0,182
Cl ⁻ 2010-2	esf ₍₁₄₎ (log)	1,1.10 ⁻¹	1,810	37000	0,719	3,82.10 ⁻¹	94,0	3,27	0,416	0,118
Cl ⁻ 2011-1	gau ₍₁₃₎ (log)	4,0.10 ⁻¹	1,590	43647	0,839	1,86.10 ⁻¹	74,8	1,16	0,752	0,381
Cl ⁻ 2011-2	gau ₍₁₃₎ (log)	7,7.10 ⁻²	1,390	45033	0,921	1,07.10 ⁻¹	94,5	1,15	0,744	0,389
Cl ⁻ 2012-1	esf ₍₁₆₎ (log)	1,8.10 ⁻¹	1,760	51600	0,926	1,03.10 ⁻¹	89,8	1,80	0,605	0,266
Cl ⁻ 2012-2	esf ₍₁₇₎ (log)	1,0.10 ⁻³	1,708	41200	0,879	1,54.10 ⁻¹	99,9	0,98	0,744	0,290
γ(h) simples de Condutividade Elétrica										
C.E. 2010-1	gau ₍₁₅₎ (rq)	3,6	821	53001	0,509	19,30	56,2	19,8	0,905	0,411
C.E. 2010-2	esf ₍₁₄₎	2440,0	9350,00	77600	0,816	8,02.10 ⁶	73,9	9,4	0,943	0,523
C.E. 2011-1	esf ₍₁₃₎	970,0	7862,00	65600	0,661	1,62.10 ⁷	87,7	23,3	0,865	0,544
C.E. 2011-2	exp ₍₁₃₎ (rq)	2,3	1,255	120000	0,850	12,90	81,7	50,0	0,788	0,431
C.E. 2012-1	esf ₍₁₇₎	1780,0	7902,00	70900	0,584	1,89.10 ⁷	77,5	3,6	0,959	0,582
C.E. 2012-2	exp ₍₁₈₎ (rm)	3,9	14,77	184500	0,795	28,90	73,3	20,8	0,928	0,492

^(a) Parâmetros, onde: Cl⁻=Cloreto, S. T. D. = Sólidos Totais Dissolvidos, Sr = Estrôncio, Cr = Crômio; ^(b) Ajuste semivariográfico, onde: gau: gaussiano, esf: esférico, exp: exponencial; ^(c) Número de pares no primeiro lag; ^(d) Transformação de dados, onde: log = logarítmica, rq = raiz quadrada; ^(e) SQR: Soma dos Quadrados dos Resíduos; ^(f) ADE: Avaliador da Dependência Espacial.

Tabela 8: Parâmetros dos semivariogramas simples ajustados para os atributos físico-químicos da água do Sistema Aquífero Bauru (conclusão).

Atributos ^(a)	Parâmetros do Ajuste Semivariográfico									
	Modelo ^(b) (c)(d)	C ₀	C ₀ +C	A ₀ (m)	r ²	SQR ^(e)	ADE ^(f)	Validação Cruzada		
							%	a	B	R
γ(h) simples do Crômio										
Cr 2010-1	esf _{(12)(rq)}	6,0.10 ⁻⁴	3,520.10 ⁻³	68500	0,745	2,12.10 ⁻⁶	83,0	0,001	1,047	0,708
Cr 2010-2	esf _{(11)(rq)}	8,9.10 ⁻⁴	4,280.10 ⁻³	67200	0,815	1,73.10 ⁻⁶	79,2	-0,001	1,149	0,685
Cr 2011-1	esf _{(9)(rq)}	7,2.10 ⁻⁴	4,600.10 ⁻³	73200	0,842	2,22.10 ⁻⁶	84,3	0,000	1,147	0,762
Cr 2011-2	gau _{(9)(rq)}	1,7.10 ⁻³	6,170.10 ⁻³	97861	0,928	2,53.10 ⁻⁶	72,9	0,003	0,958	0,674
Cr 2012-1	gau _{(12)(rq)}	1,6.10 ⁻³	4,412.10 ⁻³	64259	0,752	2,98.10 ⁻⁶	64,7	-0,001	1,138	0,700
Cr 2012-2	esf _{(11)(rq)}	1,2.10 ⁻³	5,230.10 ⁻³	93900	0,919	1,34.10 ⁻⁶	76,7	0,004	0,932	0,604
γ(h) simples do Estrôncio										
Sr 2010-1	exp _{(16)(log)}	1,6.10 ⁻²	7,880.10 ⁻¹	63900	0,910	2,17.10 ⁻²	98,0	-0,033	1,181	0,507
Sr 2010-2	exp _{(14)(log)}	1,5.10 ⁻¹	9,630.10 ⁻¹	69000	0,897	2,81.10 ⁻²	84,4	-0,08	1,357	0,492
Sr 2011-1	esf _{(12)(log)}	1,2.10 ⁻¹	8,530.10 ⁻¹	48500	0,991	2,06.10 ⁻³	86,5	-0,18	1,781	0,539
Sr 2011-2	gau _{(6)(log)}	1,2.10 ⁻²	9,610.10 ⁻¹	41050	0,806	1,58.10 ⁻¹	98,8	-0,078	1,202	0,621
Sr 2012-1	esf _{(14)(log)}	3,0.10 ⁻¹	8,900.10 ⁻¹	86100	0,883	4,13.10 ⁻²	66,4	0,078	0,835	0,405
Sr 2012-2	gau _{(17)(log)}	2,4.10 ⁻²	7,670.10 ⁻¹	32043	0,828	6,00.10 ⁻²	96,9	0,0891	0,609	0,423
γ(h) simples do Nitrato										
N-NO ₃ 2010-1	exp _{(17)(rq)}	1,9.10 ⁻¹	1,247	120000	0,965	2,51.10 ⁻²	85	0,95	0,889	0,404
N-NO ₃ 2010-2	exp ₍₁₅₎	1,3	17,22	126300	0,924	13	92,6	0,05	0,972	0,554
N-NO ₃ 2011-1	esf _{(13)(rq)}	1,8.10 ⁻¹	8,660.10 ⁻¹	101000	0,949	2,59.10 ⁻²	79,1	0,29	1,029	0,606
N-NO ₃ 2011-2	gau ₍₁₄₎	4,3	9,97	82792	0,898	4,57	57,3	0,21	0,894	0,504
N-NO ₃ 2012-1	gau ₍₁₆₎	2,9	9,004	82099	0,953	2,19	68,3	0,15	0,924	0,611
N-NO ₃ 2012-2	exp ₍₁₆₎	1,2	8,135	84300	0,844	4,51	85	0,48	0,81	0,417
γ(h) simples do pH										
pH 2010-1	gau ₍₁₄₎	1,2.10 ⁻¹	5,01.10 ⁻¹	51442	0,829	2,69.10 ⁻²	75,6	-0,15	1,022	0,675
pH 2010-2	gau ₍₁₅₎	1,3.10 ⁻²	3,77.10 ⁻¹	44514	0,717	4,30.10 ⁻²	96,6	0,92	0,86	0,638
pH 2011-1	gau _{(13)(rq)}	2,2.10 ⁻³	1,96.10 ⁻²	42435	0,718	8,89.10 ⁻⁵	88,8	0,9	0,872	0,516
pH 2011-2	exp ₍₁₅₎	1,0.10 ⁻³	5,00.10 ⁻¹	84300	0,89	1,21.10 ⁻²	99,8	1,5	0,783	0,397
pH 2012-1	exp ₍₁₇₎	7,6.10 ⁻²	5,85.10 ⁻¹	165900	0,934	1,46.10 ⁻²	87	-0,03	1,004	0,663
pH 2012-2	esf ₍₁₅₎	6,3.10 ⁻²	5,34.10 ⁻¹	55500	0,688	5,86.10 ⁻²	88,2	-0,37	1,057	0,583
γ(h) simples dos Sólidos Totais Dissolvidos										
S.T.D. 2010-1	gau ₍₁₇₎	310	6249	27540	0,858	1,97.10 ⁶	95	-19,41	1,097	0,574
S.T.D. 2010-2	esf ₍₁₅₎	440	6008	73300	0,778	7,41.10 ⁶	92,7	3,03	0,967	0,57
S.T.D. 2011-1	gau ₍₁₄₎	640	4389	64086	0,885	1,91.10 ⁶	85,4	13,52	0,902	0,626
S.T.D. 2011-2	gau ₍₁₃₎	850	4151	80194	0,85	2,71.10 ⁶	79,5	8,09	0,932	0,63
S.T.D. 2012-1	gau ₍₁₅₎	1130	6455	97341	0,877	5,89.10 ⁶	82,5	42,57	0,758	0,55
S.T.D. 2012-2	esf ₍₁₆₎	1760	5888	182800	0,849	4,56.10 ⁶	70,1	9,04	0,929	0,52

^(a) Parâmetros, onde: Cl⁻=Cloreto, S. T. D. = Sólidos Totais Dissolvidos, Sr = Estrôncio, Cr = Crômio; ^(b) Ajuste semivariográfico, onde: gau: gaussiano, esf: esférico, exp: exponencial; ^(c) Número de pares no primeiro lag; ^(d) Transformação de dados, onde: log = logarítmica, rq = raiz quadrada; ^(e) SQR: Soma dos Quadrados dos Resíduos; ^(f) ADE: Avaliador da Dependência Espacial.

Todos os parâmetros avaliados apresentaram de moderada a alta dependência espacial, conforme proposição de Robertson (2004). Todos os modelos de semivariogramas ajustados, bem como as validações cruzadas são apresentados nos Apêndices 1 a 7.

De acordo com Lima (2012), a avaliação da qualidade do ajuste pode ser feita por meio da validação cruzada, sendo que um bom ajuste deve ter o coeficiente linear (a) tendendo a 0 e os coeficientes angular (B) e de correlação (R) tendendo a 1. Landim (2006) afirma que a função da validação cruzada não é de apontar que o ajuste obtido seja o mais correto, mas sim que ele não é totalmente incorreto.

A avaliação dos parâmetros de ajuste semivariográfico do Cloreto presentes na Tabela 8, apresenta alta dependência espacial em todos os períodos observados, apresentando ajustes esféricos (2010-1, 2010-2, 2012-1 e 2012-2) e gaussianos (2011-1 e 2011-2) e alcance variando entre 37000 m e 51600 m, devido à grande extensão da área. Os coeficientes de determinação espacial (r^2) variaram de 0,719 e 0,926. O mapeamento de concentrações de cloreto em águas subterrâneas foi realizado por diversos autores, tais como Dash, Sarangi e Singh (2010), Mehrjardi et al. (2008), Nas (2009), bem como Hassan (2014) e Gharbia et al. (2016). A análise da validação cruzada acusa que os ajustes não apresentaram grande qualidade, já que os valores de R se apresentaram em uma faixa de 0,118 a 0,389.

Os ajustes dos semivariogramas para a Condutividade Elétrica obtidos foram gaussianos (2010-1), esféricos (2010-2, 2011-1 e 2012-2) e exponenciais (2011-2 e 2012-2). Apresentaram dependência espacial de moderada, nos períodos de 2010-1, 2010-2 e 2012-2, a alta dependência espacial, nos demais períodos, com coeficientes de correlação espacial variando de 0,509 até 0,850 sendo que os menores valores ocorreram nos períodos de 2010-1, 2011-1 e 2012-1, conforme apresentado na Tabela 8. O alcance desta variável variou desde 53001 m até 184500 m. Hu et al. (2005), Nas (2009), Mehrjardi et al. (2008) e Zhou (2011) realizaram de forma bem-sucedida o mapeamento por krigagem de dados de Condutividade Elétrica em águas subterrâneas. A avaliação dos parâmetros de validação cruzada demonstrou bons resultados para os ajustes, com valores de B e R satisfatórios.

Os dados de Crômio, de acordo com a Tabela 8, foram ajustados por modelos de semivariogramas esféricos (2010-1, 2010-2, 2011-1 e 2012-2) e gaussianos nos períodos de 2011-2 e 2012-1, apresentando alcance entre 64259 m e 97861 m e valores de r^2 variando entre 0,745 e 0,928. Na análise de validação cruzada, os ajustes demonstraram bons resultados, com valores de coeficiente linear próximos a 0, coeficiente angular próximos a 1 e valores elevados de R. Lin et al. (2002) realizaram a krigagem de dados de crômio em solo.

A Tabela 8 demonstra que os ajustes semivariográficos realizados para os dados de Estrôncio retornaram como resultados ajustes exponenciais para o ano de 2010, esférico para 2011-1 e 2012-1 e gaussiano para 2011-2 e 2012-2, com coeficientes de determinação espacial variando na faixa de 0,806 até 0,991 e alcance entre 32043 até 86100 m. O'Connor et al. (2010) mapearam a variabilidade espacial de concentrações de estrôncio na região de Nova Iorque utilizando a krigagem dos dados. Os resultados de validação cruzada para os ajustes semivariográficos de dados de Estrôncio se mostraram satisfatórios, com valores de R entre 0,405 e 0,621.

Os dados relativos à concentração de Nitrato resultaram em ajustes semivariográficos exponenciais para o período de 2010, esférico para 2011-1, gaussiano para 2011-2 e 2012-1 e exponencial para o segundo semestre de 2012, como apresentado na Tabela 8. Os valores de r^2 se encontram na faixa de 0,844 até 0,965 e alcances que variam de 82099 m até 126300 m. A dependência espacial de concentrações de nitrato em águas subterrâneas foi constatada também por Nas (2009), Mousavifazl, Alizadh e Ghahraman (2013), Hu et al. (2005), Gharbia et al. (2016) e Kurunc et al. (2016). Os valores de R para a validação cruzada, compreendidos na faixa de 0,404 a 0,611, apontam que os ajustes obtidos são satisfatórios.

Com relação ao pH, foram observados na Tabela 8 ajustes do tipo gaussiano para os três primeiros períodos avaliados, exponencial para os períodos de 2011-2 e 2012-1 e esférico no período de 2012-2, apresentando coeficientes de determinação espacial entre 0,688 e 0,934 e alcances variando na faixa de 42435 m até 165900 m. Outros autores que realizaram a avaliação da variabilidade espacial de dados de pH em águas subterrâneas são Nas (2009), Gharbia (2016), Hassan (2014) e Kurunc (2016). Vale destacar que todos autores conseguiram elaborar os mapeamentos por meio de krigagem, porém Kurunc (2016) encontrou aleatoriedade dos dados de pH para 3 dos 4 períodos avaliados em seu trabalho. A validação cruzada retornou bons resultados para os ajustes obtidos para o pH, com elevados valores de R.

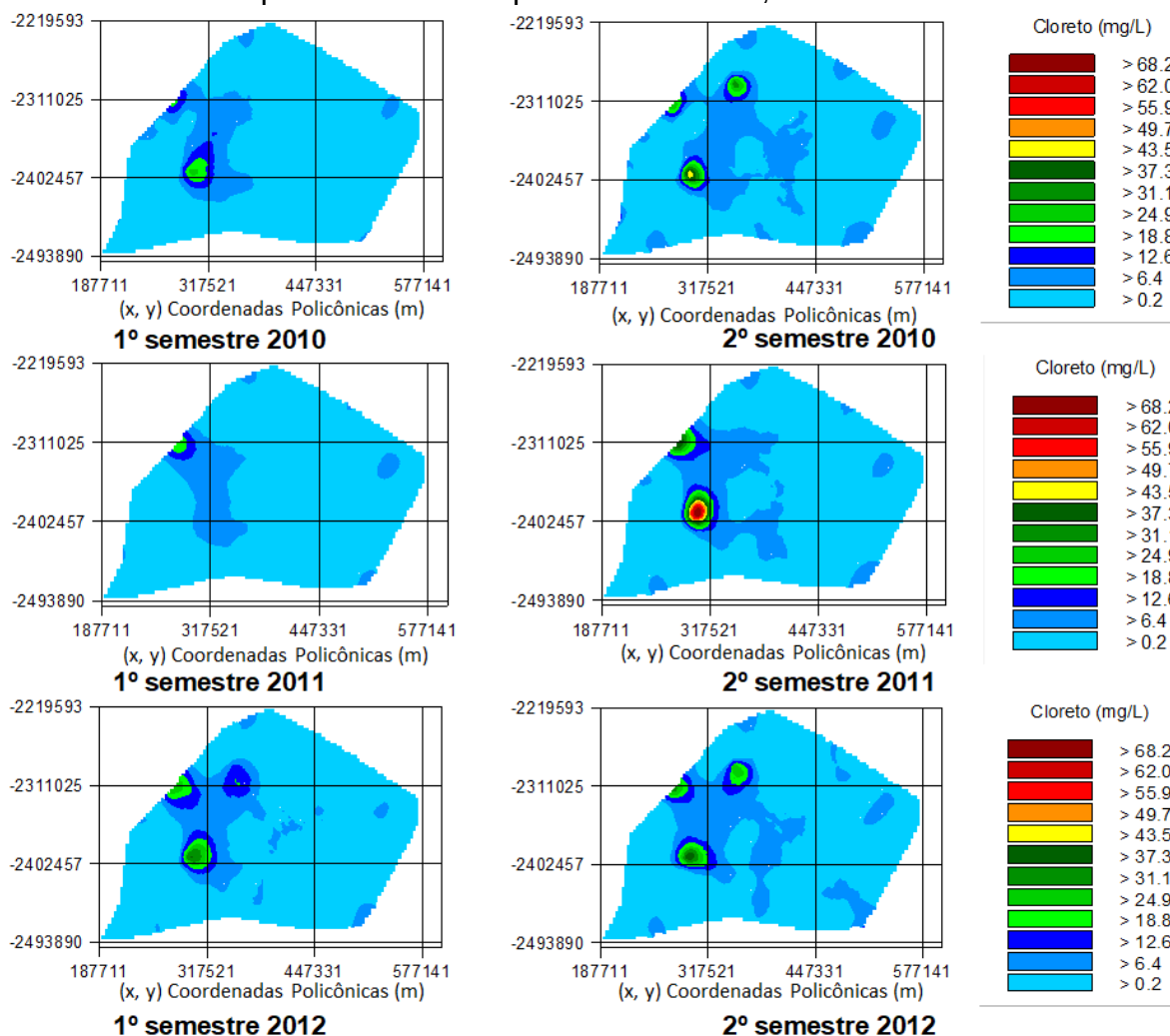
Os ajustes semivariográficos para os dados de Sólidos Totais Dissolvidos, contidos na Tabela 8, apresentaram ajustes gaussianos para os períodos de 2010-1, 2011-1, 2011-2 e 2012-1, já os períodos de 2010-2 e 2012-2 retornaram ajustes esféricos. Os coeficientes de determinação espacial apresentaram-se no intervalo de

0,778 até 0,885 com alcances de 27540 m até 182800 m. A krigagem destes dados foi realizada também por Hassan (2014), Zhou et al. (2011), bem como Mehrjardi et al. (2008). Os ajustes retornaram bons resultados na validação cruzada, com valores de R entre 0,520 e 0,630.

4.3.2 Krigagem dos parâmetros avaliados

Os mapeamentos realizados por meio da krigagem dos dados de Cloreto são apresentados na Figura 12.

Figura 12: Mapeamentos de krigagem das concentrações de Cloreto no Sistema Aquífero Bauru nos períodos de 2010, 2011 e 2012.



Embora tal parâmetro não tenha apresentado concentrações superiores às recomendadas pelos órgãos reguladores, a avaliação espacial das concentrações de Cloreto em águas subterrâneas pode fornecer informações relevantes do ponto de vista de gerenciamento de recursos hídricos, já que autores

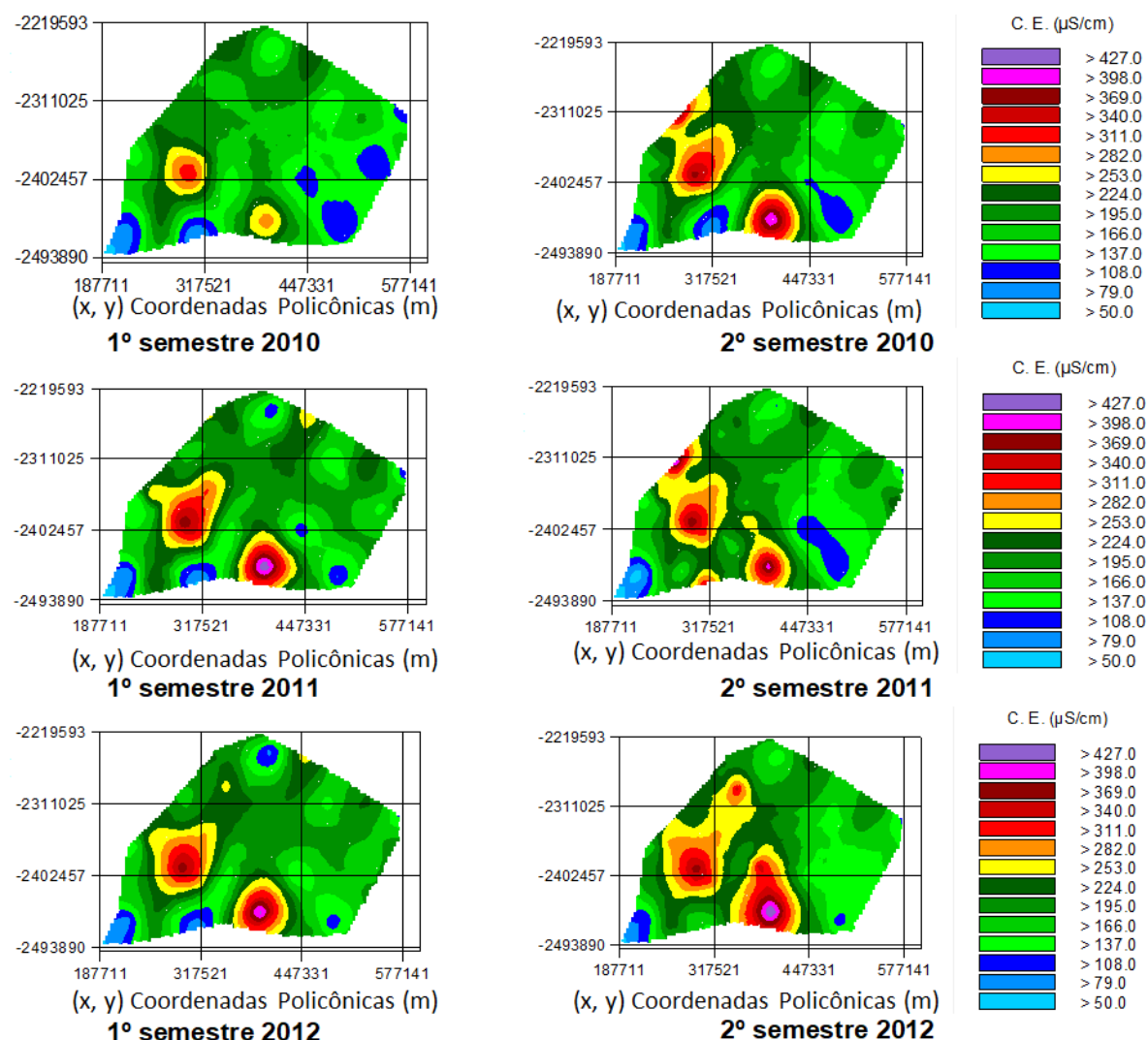
como Sharma e Chhipa (2016) e WHO (2011) apontam que a presença de Cloretos em água pode ocorrer devido às águas residuais domésticas ou industriais, sugerindo assim contaminação por sistemas de esgotamento sanitário.

As maiores concentrações de cloretos ocorrem em uma faixa que se estende das regiões de Andradina (entre os quadrantes superior e central da coluna da esquerda) e Pereira Barreto (quadrante superior da coluna central) até a região de Presidente Prudente (a sudeste do quadrante central da coluna esquerda), mantendo-se praticamente constantes nas demais regiões do SAB, no período avaliado. As maiores concentrações são registradas na região de Presidente Prudente no período de 2011-2. Ademais, ao longo do período avaliado, as maiores concentrações ocorreram sempre ao final do período seco (segundo semestre) de cada ano, à exceção do ano de 2012 que não apresenta grandes variações entre os mapeamentos obtidos para o primeiro e para o segundo semestre.

Godoy et al. (2004) e Santana, Vicentini e Cuba (2012) já levantaram a hipótese de contaminação do SAB por sistemas de esgotamento sanitário na região de Presidente Prudente. A mesma preocupação é demonstrada por Varnier, Guerra e Hirata (2009), para os grandes centros urbanos no Estado de São Paulo.

Na Figura 13 são apresentados os mapeamentos obtidos por krigagem para os dados de Condutividade Elétrica no SAB no período avaliado (2010 a 2012).

Figura 13: Mapeamentos de krigagem das concentrações de Condutividade Elétrica no Sistema Aquífero Bauru nos períodos de 2010, 2011 e 2012.



Os mapeamentos dos dados de Condutividade Elétrica demonstram que as maiores concentrações no período avaliado estão localizadas na região de Marília (região central do quadrante inferior da coluna do meio), persistindo por todo o período avaliado.

No geral, observa-se que no semestre seco os valores de pico são mais evidentes (2º semestre 2010 e 2012), à exceção do 1º semestre de 2011 (que pode ter sido um semestre mais seco logo na sequência do semestre de seca). Isso reflete que em períodos de menor recarga de água, a concentração de sais se eleva, aumentando a C.E.

Além desta região, também há uma manutenção de valores relativamente elevados de C. E. na região de Presidente Prudente (a sudeste

do quadrante central da coluna esquerda), estendendo-se até os arredores de Pereira Barreto (quadrante superior da coluna central). Em razão de a condutividade elétrica representar uma medida indireta da quantidade de sais presentes em água (CETESB, 2013), alguns autores associam a C. E. a alterações de origem antrópica.

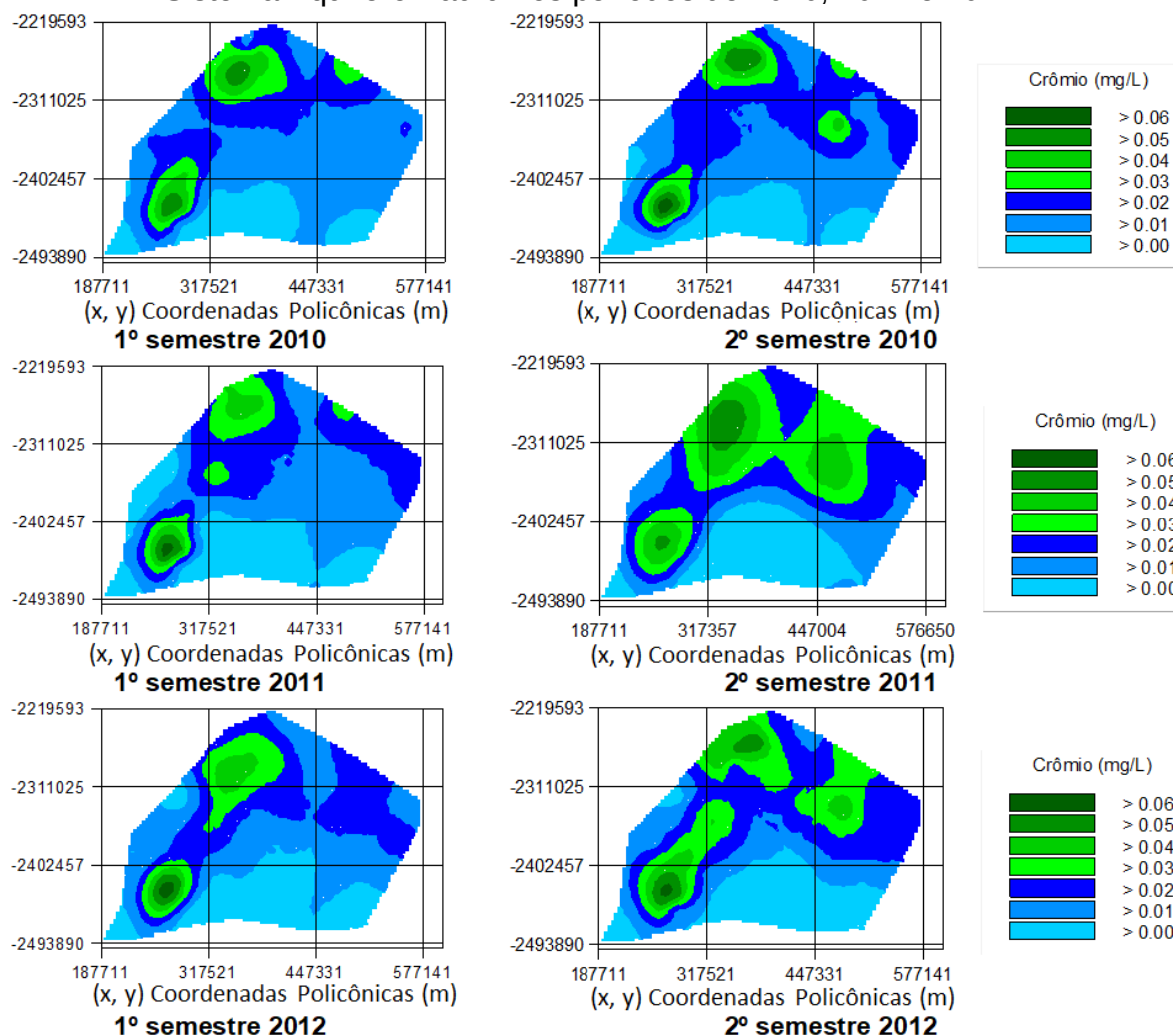
Hu et al. (2005) afirmam que alterações de C. E. podem ocorrer devido a diversos fatores como propriedades do solo, precipitação, irrigação e aplicação de fertilizantes em solos agrícolas. Ashrafzadeh et al. (2016) também atribuíram alterações nos valores de C. E. em águas subterrâneas às intensas atividades agrícolas na região de seu estudo. Sob esta luz, é importante observar que conforme apresentado na Figura 7, predomina na região do SAB o uso do tipo “campos antrópicos” e “culturas semi-perenes”, conforme classificação de São Paulo (2013), o que pode ter influência sobre os valores de C. E. observados.

São apresentados na Figura 14 os mapeamentos obtidos por krigagem dos dados de concentração de Crômio Total ao longo do período de 2010 a 2012. Os valores máximos permitidos para as concentrações de Crômio Total em águas com finalidade de abastecimento humano são definidos como $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ conforme apresentado por CONAMA (2008), WHO (2011) e Ministério da Saúde (2011). Desta forma, pode-se observar pelos mapeamentos apresentados a seguir que há contaminação por Crômio nas águas do SAB, situação já abordada por diversos autores como Bourotte et al. (2009) e Bertolo et al. (2011a; 2011b).

Além destes autores, que estudaram a contaminação do SAB por Crômio no Estado de São Paulo, estudos realizados por Uechi, Gabas e Lastoria (2017) apontam a existência de contaminação do SAB por Crômio no Mato Grosso do Sul.

Vale destacar que ocorre uma divergência entre os trabalhos realizados no Estado de São Paulo e aquele realizado no Mato Grosso do Sul. Bourotte et al. (2009) e Bertolo et al. (2011a; 2011b) apontam que a ocorrência de Crômio no SAB se devem a fontes naturais, presentes nos sedimentos constituintes da geologia local, enquanto Uechi, Gabas e Lastoria (2017) apontam que a ocorrência de crômio nas águas subterrâneas no Estado do Mato Grosso do Sul se devem a atividades antrópicas, principalmente à indústria de curtimento de couro.

Figura 14: Mapeamentos de krigagem das concentrações de Crômio Total no Sistema Aquífero Bauru nos períodos de 2010, 2011 e 2012.

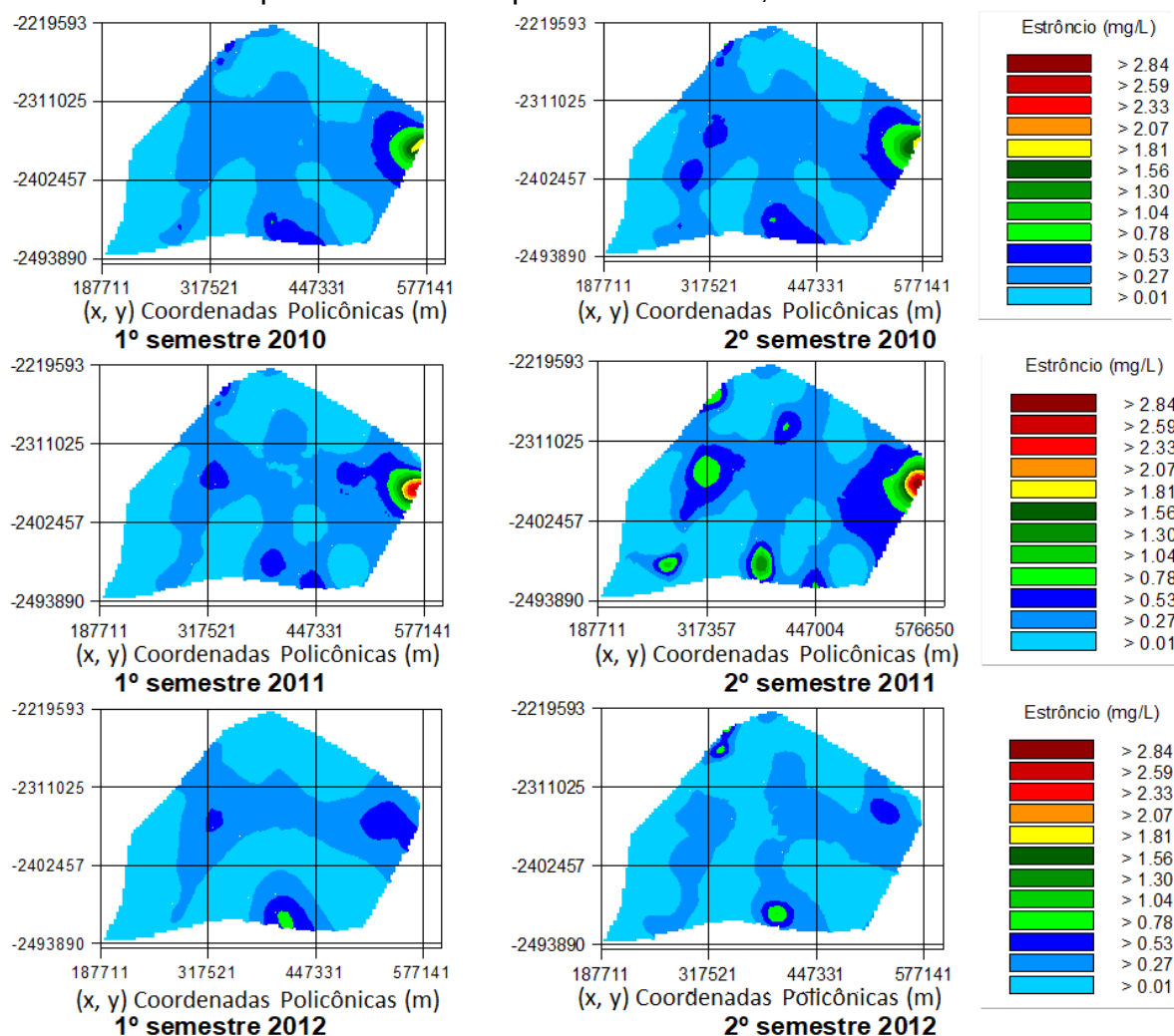


Pode-se observar pelos mapeamentos apresentados acima que a contaminação por crômio não ocorre por toda extensão do SAB, havendo regiões de grandes dimensões onde as concentrações ocorrem abaixo dos valores máximos permitidos. Porém, ocorre uma alta concentração em todos os períodos na região de Presidente Prudente. O mesmo ocorre na região de Urânia, na região noroeste do estado de São Paulo, região onde se concentram os estudos realizados por Bourotte et al. (2009) e Bertolo et al. (2011a; 2011b).

Uma aparente sazonalidade deste parâmetro é registrada na região de São José do Rio Preto (quadrante central da coluna direita), onde as concentrações tendem a se elevar nos mapeamentos realizados para os dados do segundo semestre de cada período avaliado.

Na Figura 15, são apresentados os mapeamentos para as concentrações de Estrôncio no SAB para o período de 2010 a 2012.

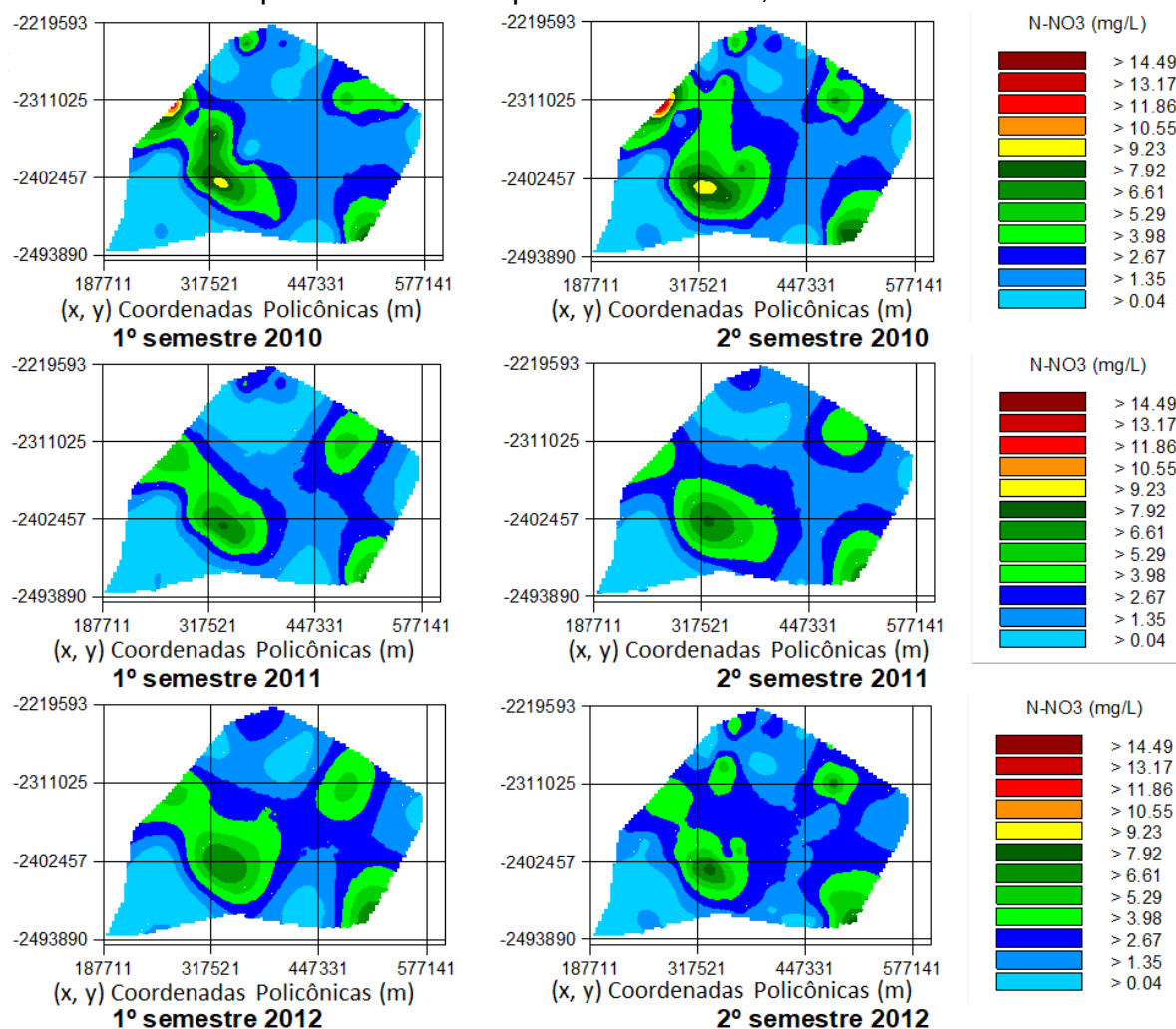
Figura 15: Mapeamentos de krigagem das concentrações de Estrôncio no Sistema Aquífero Bauru nos períodos de 2010, 2011 e 2012.



As concentrações de Estrôncio ocorrem em valores baixos, inclusive abaixo do valor de $4,00 \text{ mg L}^{-1}$ apresentado por Odonnell et al. (2016). As maiores concentrações ocorrem na região de Monte Alto (a oeste do quadrante central da coluna direita) e se estendem, embora em valores menores, para as regiões de Araçatuba (entre os quadrantes centrais das colunas esquerda e central), Presidente Prudente (a sudeste do quadrante central da coluna esquerda) e Marília (região central do quadrante inferior da coluna do meio). Odonnell et al. (2016) atribuem a presença de Estrôncio em águas subterrâneas prioritariamente à presença natural deste elemento na crosta terrestre, O'Connor (2010) também atribui a presença de estrôncio em águas subterrâneas à sua presença na geologia local.

Os mapeamentos obtidos para as concentrações de Nitrato no SAB são apresentados na Figura 16.

Figura 16: Mapeamentos de krigagem das concentrações de Nitrato no Sistema Aquífero Bauru nos períodos de 2010, 2011 e 2012.



Além dos padrões de potabilidade estabelecidos por WHO (2011) e Ministério da Saúde (2011), CETESB (2013) apresenta mais dois níveis de concentração de nitrato em águas subterrâneas: níveis superiores a $2,5 \text{ mg L}^{-1}$, indicando alterações antrópicas e níveis superiores a 5 mg L^{-1} como uma concentração de prevenção.

Nota-se por quase a totalidade da extensão do mapeamento realizado que as concentrações estão acima do nível de $2,5 \text{ mg L}^{-1}$, indicando, portanto, que há alterações em função de atividades antrópicas. Além disso, as maiores concentrações ocorrem nas regiões de Andradina (entre os quadrantes superior e central da coluna da esquerda), Presidente Prudente (a sudeste do quadrante central da coluna esquerda), Fernandópolis (região central do quadrante superior da coluna do meio), São José do Rio Preto (quadrante central da coluna direita) e

Bauru (região central do quadrante inferior da coluna direita), ao longo de todo o período avaliado.

Pode-se observar que não há grandes variações sazonais no período, havendo permanência espacial dos picos destacados em praticamente todos os períodos avaliados.

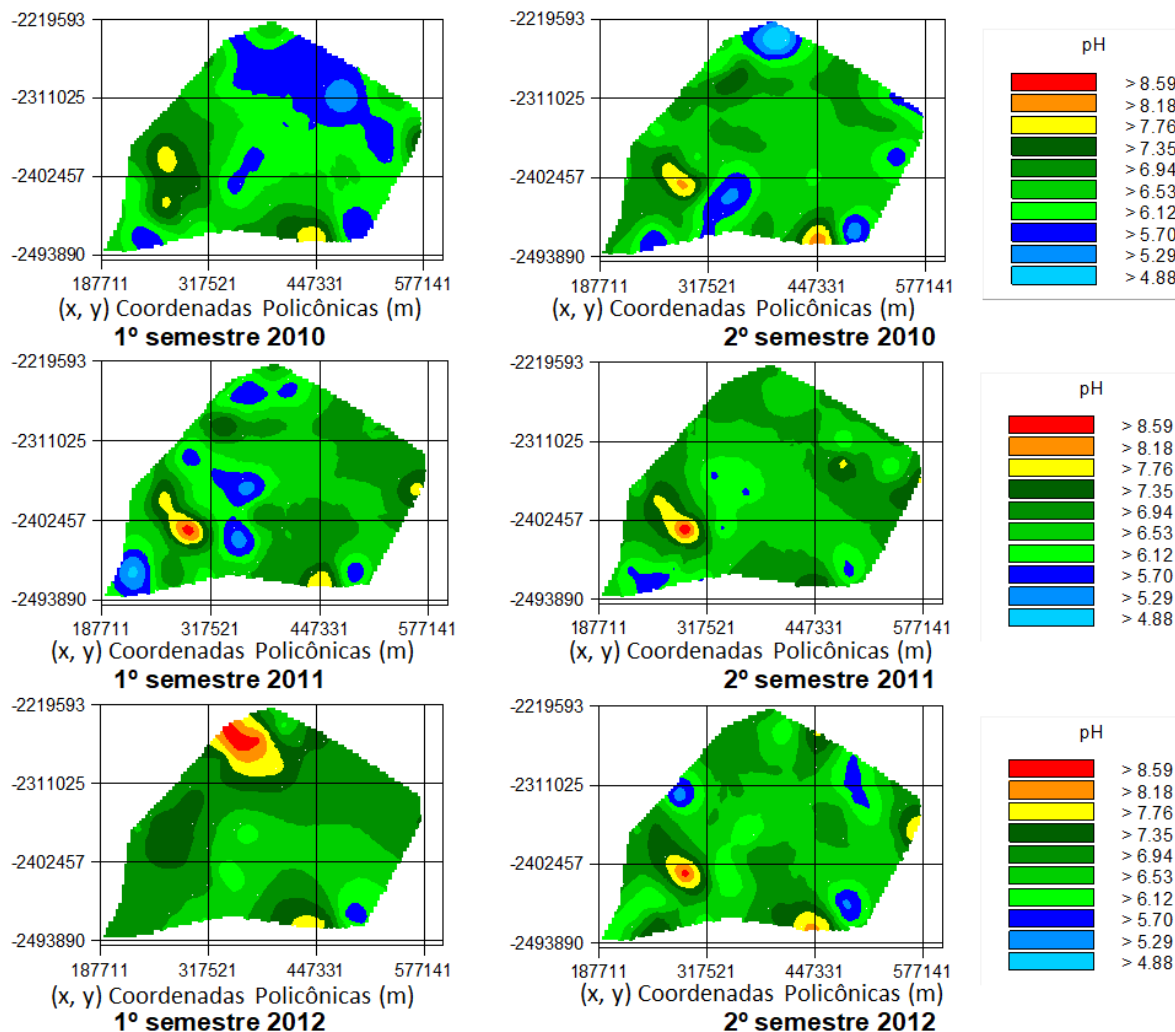
Alguns autores, tais como Hu et al. (2005), Nas (2009) e Kurunc et al. (2016) atribuem a presença de Nitrato em águas subterrâneas ao emprego de fertilizantes em áreas agrícolas, é importante ressaltar que a Figura 7 indica a importância da agricultura na região em estudo. Enquanto outros autores atribuem a presença de Nitrato em águas subterrâneas aos sistemas de esgotamento sanitário, principalmente em grandes centros urbanos, como apontado por Varnier, Guerra e Hirata (2010).

Conforme apresentado por Moura et al. (2015), boas correlações de Nitrato e Cloreto podem indicar contaminação por atividades antrópicas, sejam sistemas de saneamento precários ou atividades agrícolas. Sob esta luz, uma região que desperta particular interesse é aquela que se estende de Andradina a Presidente Prudente, onde ocorrem também as maiores concentrações de Cloreto, o que pode sugerir uma contaminação por sistemas de esgotamento sanitário nesta faixa.

Os mapeamentos de pH, para o período estudado de 2010 a 2012, são apresentados na Figura 17.

Vale lembrar que o pH é um parâmetro de grande importância operacional no que tange aos aspectos de tratamento de água e também na distribuição (WHO, 2011; CETESB 2013). Porém, de acordo com Ministério da Saúde (2014), alterações no pH podem influenciar na solubilidade de substâncias e também na toxicidade de diversos compostos que podem estar presentes em água.

Figura 17: Mapeamentos de krigagem das concentrações de pH no Sistema Aquífero Bauru nos períodos de 2010, 2011 e 2012.



Em termos máximos, o pH não apresenta problemas no SAB, porém há algumas pequenas regiões onde o pH da água se apresenta em valores inferiores ao mínimo estabelecido por Ministério da Saúde (2011). Este aspecto pode demandar tratamento da água para ajuste do pH antes de sua entrada no sistema de abastecimento de água.

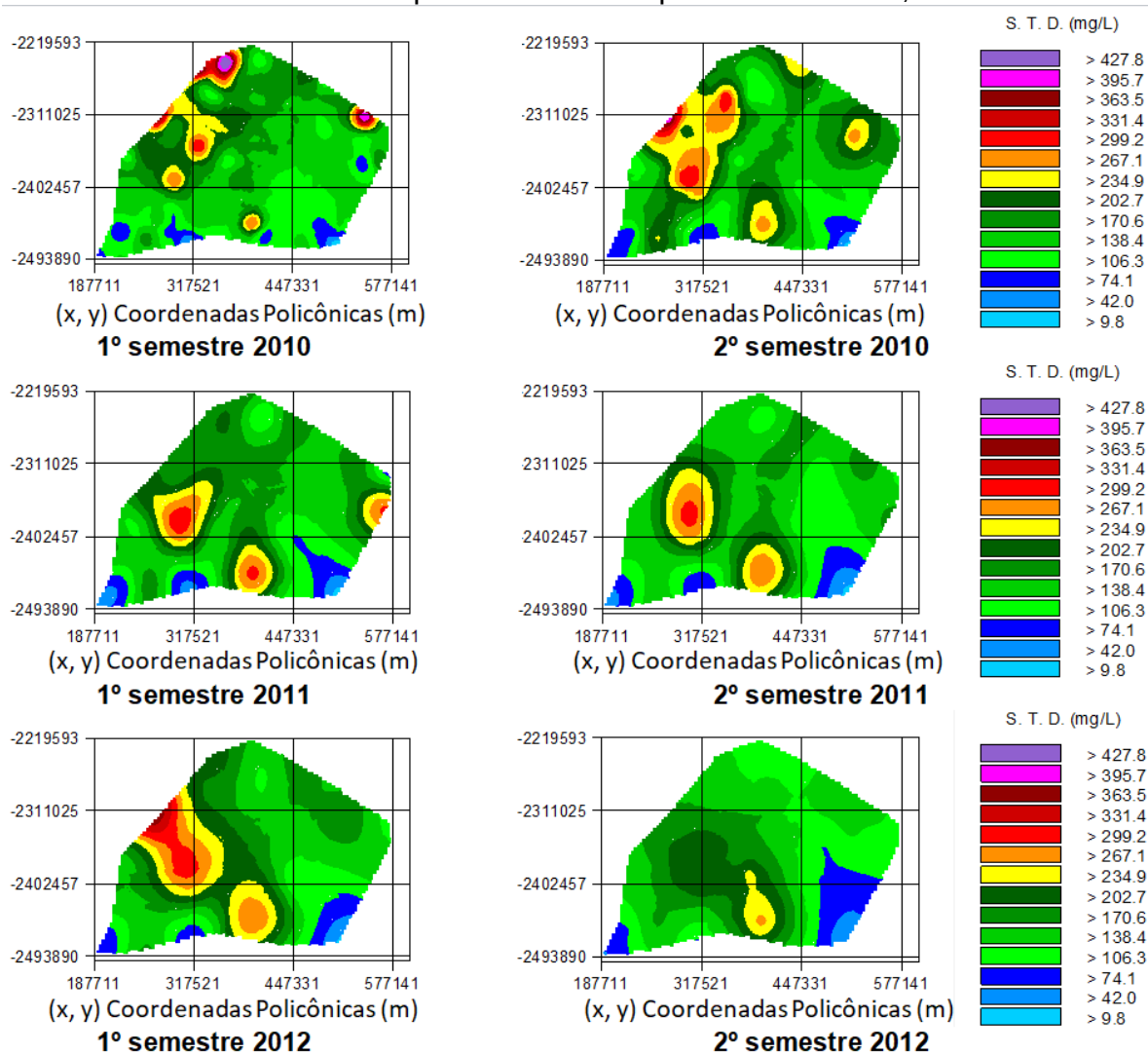
Maldaner et al (2013) indicam que os valores de pH podem variar em função da profundidade de captação da água, ainda o autor aponta que valores mais baixos de pH e presença de cloreto e nitrato na água são indicativos de contaminação por sistemas de saneamento. É importante ressaltar que as informações disponibilizadas por CETESB (2013) não permitem a identificação das profundidades de coleta das amostragens realizadas.

No aspecto da sazonalidade, não há variações significativas ao longo do período avaliado, mantendo-se as regiões de mínimos e máximos praticamente

constantes. Ocorre apenas uma alteração pontual no mapeamento do pH no primeiro semestre de 2012, destoando dos demais períodos, porém não se dispõe de informações suficientes para a identificação das causas para tal alteração.

As imagens relativas aos mapeamentos de concentrações de S.T.D. são apresentados na Figura 18.

Figura 18: Mapeamentos de krigagem das concentrações de Sólidos Totais Dissolvidos no Sistema Aquífero Bauru nos períodos de 2010, 2011 e 2012.



A presença de sólidos em água pode ocorrer devido a processos naturais, como processos erosivos e dissolução de sais inorgânicos, bem como a presença de organismos ou detritos orgânicos em água.

Este parâmetro pode influenciar na palatabilidade e na aceitação da água pelos consumidores finais. Segundo WHO (2011) valores de S.T.D. até a ordem de 600 mg L^{-1} são considerados bons, passando a afetar a palatabilidade da água em

valores acima de 1000 mg L^{-1} , valor estabelecido como limite por Ministério da Saúde (2011).

Os valores de S. T. D. apresentam uma tendência de redução ao longo do período estudado, apresentando concentrações maiores no ano de 2010 e as menores concentrações ocorrendo no ano de 2012. Porém, há uma tendência de que as maiores concentrações ocorram nas regiões entre Presidente Prudente (a sudeste do quadrante central da coluna esquerda), Araçatuba (entre os quadrantes centrais das colunas esquerda e central), e Marília (região central do quadrante inferior da coluna do meio). Nota-se também uma tendência de suavização dos picos ao final do período seco (segundo semestre), o que pode indicar que as entradas de S.T.D. ocorrem principalmente durante o período chuvoso.

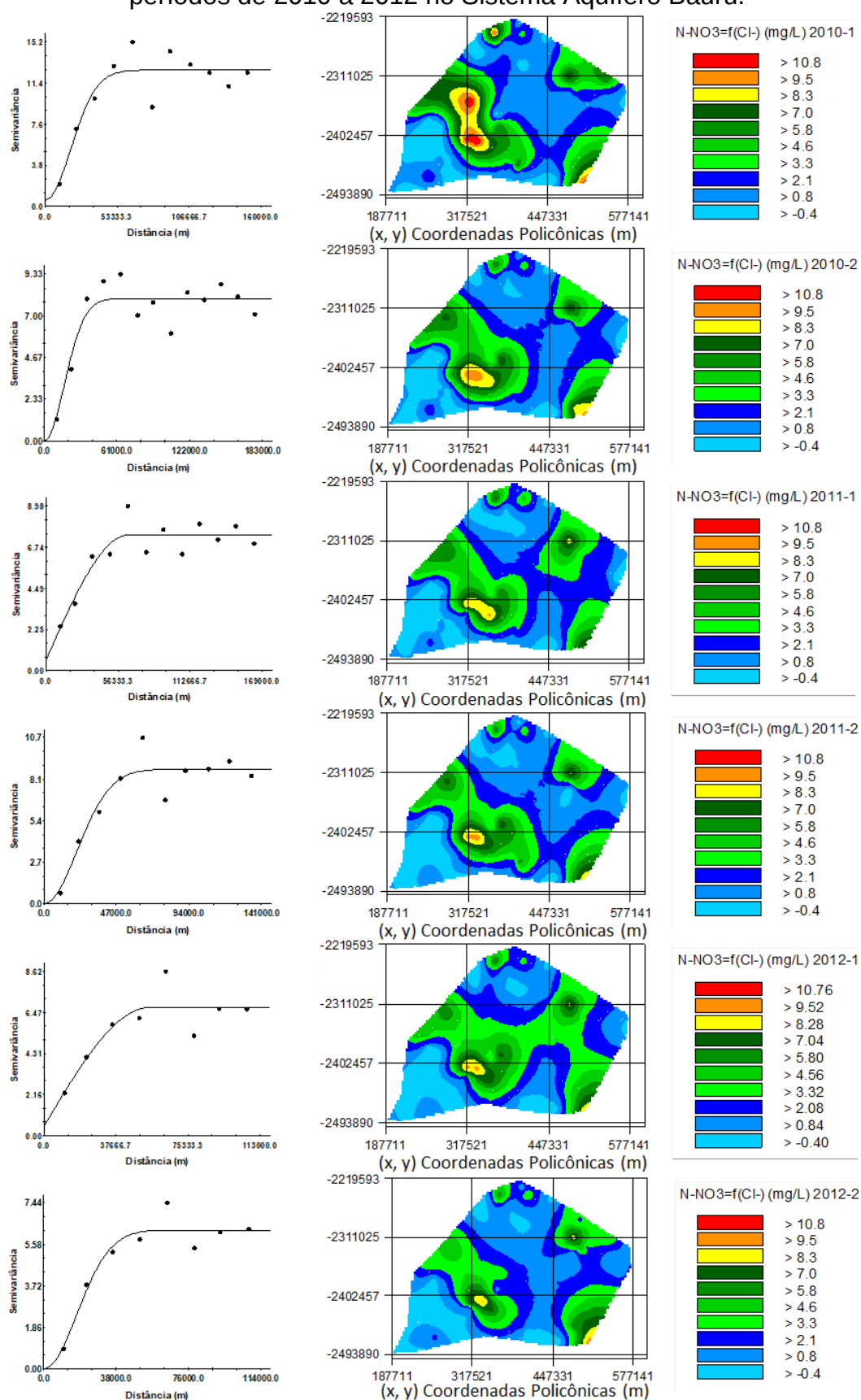
Por fim, considerando que a melhor correlação linear foi dada entre o par Nitrato e Cloreto Total, testou-se também a correlação espacial entre tais parâmetros por meio do semivariograma cruzado. Assim, os parâmetros de ajuste são apresentados na Tabela 9, bem como, os respectivos semivariogramas e cokrigagens são apresentados na Figura 19.

Tabela 9: Modelos e parâmetros de ajuste dos semivariogramas cruzados experimentais para Nitrato em função de Cloreto total [$\text{N-NO}_3 = f.(\text{Cl}^-)$] para diversos períodos no Sistema Aquífero Bauru

Parâmetro ^(a)	Parâmetros de Ajuste dos Semivariogramas Cruzados									
	Modelo ^(b)	C ₀	C ₀ +C	A(m)	r ²	SQR ^(c)	ADE ^(d)	Validação Cruzada		
							%	a	B	R
Nitrato = f. (Cloreto)										
N-NO ₃ = f.(Cl ⁻) _{10/01}	gau	0,640	12,590	46418	0,818	25,4	94,9	1,170	0,639	0,423
N-NO ₃ = f.(Cl ⁻) _{10/01}	gau	0,010	7,976	74396	0,829	10,5	99,9	0,230	0,909	0,668
N-NO ₃ = f.(Cl ⁻) _{11/01}	esf	0,610	7,416	64600	0,834	6,2	91,8	0,620	0,782	0,546
N-NO ₃ = f.(Cl ⁻) _{11/02}	gau	0,010	8,700	52827	0,877	9,5	99,9	0,690	0,748	0,527
N-NO ₃ = f.(Cl ⁻) _{12/01}	esf	0,510	6,726	55200	0,763	6,0	92,4	0,520	0,811	0,586
N-NO ₃ = f.(Cl ⁻) _{12/02}	gau	0,010	6,222	42781	0,915	2,4	99,8	0,630	0,775	0,507

^(a) Parâmetros, onde: N-NO_3 = Nitrato, Cl^- = Cloreto, ^(b) Ajuste semivariográfico cruzado, onde: gau: gaussiano, esf: esférico; ^(c) SQR: Soma dos Quadrados dos Resíduos; ^(d) ADE: Avaliador da Dependência Espacial.

Figura 19: Mapas de cokrigagens para Nitrato em função do Cloreto Total nos períodos de 2010 a 2012 no Sistema Aquífero Bauru.



Observa-se pela análise da Tabela 9 que, do mesmo modo que a análise linear houve correlação espacial de forma direta entre causa e efeito para todos os períodos estudados. Com ajustes do tipo gaussiano e esférico, apresentando alcances variando entre 42781m $[N-NO_3=f.(Cl^-)_{12/02}]$ e 74396 m $[N-NO_3=f.(Cl^-)_{10/01}]$. Os valores de coeficientes de correlação espacial (r^2) variaram em uma faixa de 0,763 até 0,915 e pode-se observar forte dependência espacial dos parâmetros (ROBERTSON, 2004).

Portanto, como resultado final, na Figura 19, observa-se que os mapeamentos por cokrigagem do Nitrato em função dos dados de Cloreto Total, retornaram resultados e delineamentos bastante similares àqueles observados para as krigagens simples das concentrações de Nitrato (Figura 16).

Tal demonstra a viabilidade, espacialmente, de se fazer o uso de dados de cloreto (co-variável) para auxílio em futuras estimativas espaciais do nitrato, principalmente quando os dados de coleta do nitrato forem incompletos em algum ponto amostral.

5 CONCLUSÕES

À exceção do pH que apresentou baixa e média variabilidade dos dados, os demais parâmetros apresentaram variabilidade muito alta, no Sistema Aquífero Bauru.

Houve apreciável correlação linear entre Nitrato com Cloreto Total (N-NO_3 vs Cl^- ; $r = 0,819^{**}$) e entre Condutividade Elétrica com Sólidos Totais Dissolvidos (C.E. vs S.T.D.; $r = 0,806^{**}$), ambos de caráter direto entre causa e efeito, o que possibilitou estimativas a partir de equações de regressão de elevada significância;

Do ponto de vista da geoestatística, todos os parâmetros estudados apresentaram dependência espacial em todos os períodos avaliados, denotando bons ajustes semivariográficos e bons mapas de estimativas da variabilidade espacial dos parâmetros da qualidade de água no Sistema Aquífero Bauru no Estado de São Paulo;

Verificou-se que os mapeamentos corroboraram com os trabalhos anteriormente realizados na região do SAB, apontando que há presença de Nitrato e Crômio acima dos valores estabelecidos como limite pelo Ministério da Saúde;

A sazonalidade (período seco/chuvoso) é um fator que corrobora influenciando certas variações espaciais dos parâmetros estudados;

Seguindo a tendência da análise linear, também foi observado apreciáveis correlações espaciais entre o Nitrato com o Cloreto, o que permitiu a geração de estimativas do Nitrato a partir de dados do Cloreto como co-variável;

Os mapas de krigagens/cokrigagens gerados no presente estudo, apesar de bem delineados e dos seus bons ajustes semivariográficos, devem ser entendidos como estimativas de pequena escala.

REFERÊNCIAS

- ANA. Agência Nacional de Águas. **Atlas**: abastecimento urbano de água. disponível em: <<http://atlas.ana.gov.br/Atlas/forms/Atlas.aspx>>. Acesso em: 12 jul. 2017.
- ANA. Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos recursos hídricos**: informe 2016. Brasília: ANA, 2016.
- ASHRAFZADEH, A. et al. Assessment of groundwater salinity risk using kriging methods: A case study in northern Iran. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 178, p. 215-224, 2016.
- AUGUSTO, L. G. da S. et al. O contexto global e nacional frente aos desafios do acesso adequado à água para consumo humano. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 6, p. 1511-1522, 2012.
- BASU, N. B.; VAN METER, K. C. **Comprehensive water quality and purification**. Amsterdam: Elsevier, 2014. p. 57-75.
- BEDIENT, P. B.; RIFAI, H. S.; NEWELL, C. J. **Groundwater contamination: transport and remediation**. 2. ed. New Jersey: Prentice Hall, 1997.
- 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**, Oxford, v. 31, n. 1, p. 69-80, 2011a.
- BERTOLO, R. et al. Geochemistry of natural chromium occurrence in a sandstone aquifer in Bauru Basin, São Paulo State, Brazil. **Applied Geochemistry**, Oxford, v. 26, n. 8, p. 1353-1363, 2011b.
- BODRUD-DOZA, M. et al. Characterization of groundwater quality using water evaluation indices, multivariate statistics and geostatistics in central Bangladesh. **Water Science**, Oxford, v. 30, n. 1, p.19-40, 2016.
- BOLLMANN, H. A.; GASPARIN, D. C.; DUARTE, F. Restrição ambiental ou oportunidade para o desenvolvimento sustentável? Aquífero Carste na Região Metropolitana de Curitiba. **Cadernos Metrópole**, São Paulo, v. 15, n. 30, p. 645-665, 2013.
- BOUROTTE, C. et al. Natural occurrence of hexavalent chromium in a sedimentary aquifer in Urânia, State of São Paulo, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 81, n. 2, p. 227-242, 2009.

BRITO, C. R. et al. Geoestatística aplicada na geração de modelos numéricos de elevação. **Geografia Ensino & Pesquisa**, Santa Maria, v. 17, n. 3, p. 143-152, 2014.

BUYTAERT, W.; BREUER, L. Water resources in South America: sources and supply, pollutants and perspectives. In: IAHS-IAPSO-IASPEI ASSEMBLY, 2013, **Proceedings of IAHS...** Gothenburg: [S.n.], 2013. Disponível em: <<http://paramo.cc.ic.ac.uk/pubs/Buytaert-IAHS-2013.pdf>>. Acesso em: 18 abr. 2018.

CÂMARA, H. F. **A “tragédia da hemodiálise” 12 anos depois**: poderia ela ser evitada?. 2011. 171 f. Tese (Doutorado em Saúde Pública) - Centro de Pesquisas Aggeu Magalhães, Fundação Oswaldo Cruz, Recife, 2009.

CANATO, H. de M. **Hidrogeoquímica do aquífero Adamantina na área urbana do município de Bauru/SP**. 2014. 61 f. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2014.

CANATO, H. M. et al. Caracterização hidrogeoquímica do aquífero adamantina na área urbana de Bauru, SP. **Ciência & Engenharia**, Uberlândia, v. 23, n. 2, p. 39-47, 2014.

CETESB (São Paulo). Secretaria do Meio Ambiente. **Qualidade das águas subterrâneas no Estado de São Paulo**: 2010-2012. São Paulo: CETESB, 2013. 242 p.

COELHO, C. D. et al. Comparison of the water footprint of two hydropower plants in the Tocantins River Basin of Brazil. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 153, p. 164-175, 2017.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº. 396, de 03 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 07 abr. 2008, n. 66, p. 64-68.

CONCEICAO, 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**, Porto Alegre, v. 19, n. 3, p. 227-238, 2014.

CUSTODIO, E. Intensive groundwater development: a water cycle transformation, a social revolution, a management challenge. In: MARTINEZ-CORTINA, A. G. ; LOPES-GUNN, E. (Eds.). **Rethinking water and food security**. Amsterdam: Botin Foudation, 2010. Cap. 4, p. 259-277. Disponível em: <https://www.hydrology.nl/images/docs/ihp/groundwater_governance/Intensive_groundwater_development.pdf>. Acesso em: 19 abr. 2018.

DASH, J. P.; SARANGI, A.; SINGH, D. K. Spatial variability of groundwater depth and quality parameters in the national capital territory of Delhi. **Environmental Management**, New York, v. 45, n. 3, p. 640-650, 2010.

DELBARI, M.; MOTLAGH, M. B.; AMIRI, M.. Spatio-temporal variability of groundwater depth in the Eghlid aquifer in southern Iran. **Earth Sciences Research Journal**, Bogotá, v. 17, n. 2, p. 105-114, 2013.

FAO - Food and Agriculture Organization – The United Nations. **Review of world water resources by country**: Roma: FAO, 2003. 127 p. (Water Reports, 23).

FERNICOLA, N. G. G. de; AZEVEDO, F. A. de. Metemoglobinemia e nitrato nas águas. **Revista Saúde Pública**, São Paulo, v. 15, n. 2, p. 242-248, 1981.

GHARBIA, A. S. et al. Groundwater quality evaluation using gis based geostatistical algorithms. **Journal of Geoscience and Environment Protection**, [s.l.], v. 4, n. 2, p. 89-103, 2016.

GIATTI, L. L.; CUTOLO, S. A.. Acesso à água para consumo humano e aspectos de saúde pública na Amazônia Legal. **Ambiente & Sociedade**, Campinas, v. 15, n. 1, p. 93-109, 2012.

GLEICK, P. H. (Ed.). **Water in crisis**: a guide to the world's fresh water resources. New York: Oxford University Press, 1993a.

GLEICK, P. H.. Water and conflict: fresh water resources and international security. **International Security**, Cambridge, v. 18, n. 1, p. 79-112, 1993b.

GODOY, M. C. T. F. et al. Contaminação das águas subterrâneas por nitrato em Presidente Prudente – SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13, 2004, Cuiabá. **Anais...** Cuiabá: ABAS, 2004. Disponível em: <
<https://www.google.com/search?q=Contamina%C3%A7%C3%A3o+das+%C3%A1guas+subterr%C3%A2neas+por+nitrato+em+Presidente+Prudente&ie=utf-8&oe=utf-8&client=firefox-b>>. Acesso em: 19 abr. 2018.

GONÇALES, V. G.; GIAMPIÁ, C. E. Q. (Ed.). **Águas subterrâneas e poços tubulares profundos**. São Paulo: Signus Editora, 2006.

HASSAN, J. A Geostatistical approach for mapping groundwater quality: case study: tehsil sheikhupura. **International Journal of Science And Research**, Chhattisgarh, v. 3, n. 4, p. 239-245, 2014. Disponível em: <
<https://www.ijsr.net/archive/v3i4/MDIwMTMxMzIx.pdf>>. Acesso em: 19 abr. 2018.

HIRATA, R.; FERNANDES, A. J.; BERTOLO, R. As águas subterrâneas: longe dos olhos, longe do coração e das ações para sua proteção. **Acta Paulista de Enfermagem**, São Paulo, v. 29, n. 6, p. 3-4, 2016.

HU, K. et al. Spatial variability of shallow groundwater level, electrical conductivity and nitrate concentration, and risk assessment of nitrate contamination in North China Plain. **Environment International**, New York, v. 31, n. 6, p. 896-903, 2005.

IRITANI, M. A.; EZAKI, S.. **As águas subterrâneas do Estado de São Paulo**. 2. ed. São Paulo: Secretaria do Estado do Meio Ambiente, 2009. 104 p.

KIANG, C. H.; STRADIOTO, M. R.; SILVA, F. P. e. Tipos hidroquímicos do sistema aquífero Bauru no Estado de São Paulo. **Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 30, n. 2, p. 224-245, 2016.

KRIGE, D. G. A statistical approach to some basic e valuation problems on the Witwatersrand. **Chemistry Metallurgy Mining Society South African**, Witwatersrand, v. 52, n. 6, p.119-139, 1951.

KUMAR, V. R. Kriging of groundwater levels: a case study. **Journal of Spatial Hydrology**, Oakwood, v. 6, p. 81-94, 2006.

KURUNC, A. et al. Seasonal changes of spatial variation of some groundwater quality variables in a large irrigated coastal Mediterranean region of Turkey. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 554-555, p. 53-63, 2016.

LANDIM, P. M. B. Sobre geoestatística e mapas. **Terra e Didática**, Campinas, v. 1, n. 2, p.19-33, 2006.

LIMA, C. G. R. **Análise linear e espacial entre alguns atributos produtivos e tecnológicos da canade-açúcar com o pH de um argissolo vermelho de Suzanápolis (SP)**. 2012. 101 f. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2012.

LIMA, C. G. R.. **Correlação linear e espacial da produtividade de forragem de milho com atributos físicos de um latossolo vermelho distrófico**. 2007. 107 f. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2007.

LIN, Y. et al. Factorial and indicator kriging methods using a geographic information system to delineate spatial variation and pollution sources of soil heavy metals. **Environmental Geology**, Berlim, v. 42, n. 8, p. 900-909, 2002.

LOURENCETTI, J.; PRATES, M. M.; OLIVEIRA, J. N. Rebaixamento do aquífero Bauru em São José do Rio Preto, SP. In.: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 17. **Anais...** Bonito: ABAS, 2012. Disponível em: <<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/27783>>. Acesso em: 19 abr. 2018.

MALDANER, C. et al. Strontium isotopic signature of groundwater from Adamantina aquifer, Bauru Basin, Brazil. **Procedia Earth and Planetary Science**, [s. l.], n. 17, p.958-961, 2013.

MANDEL, S.; SHIFTAN, Z. I. Aquifer types and groundwater environments. In: MANDEL, S. **Groundwater Resources**. New York: Elsevier, 1981. Cap. 2, p. 18-68, 1981.

MATHERON, G. **Traite de geostatistique appliquee**. Paris: Technip: 1962. V. 2, 333 p. (Memories du Bureau de Recherches Geologiques et Minieres)

MEHRJARDI, R. T. et al. Spatial distribution of groundwater quality with geostatistics (case study: yazd-ardakan plain). **World Applied Sciences Journal**, [S.l.], v. 17, n. 9, p. 9-17, 2008.

MINISTÉRIO DA SAÚDE (Brasil). Fundação Nacional de Saúde. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS** / Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. – Brasília : Funasa, 2014.

MINISTÉRIO DA SAÚDE (Brasil). **Portaria n.º 2.914, de 12 de Dezembro de 2011**. Dispõe sobre normas de potabilidade de água para o consumo humano. Brasília: SVS, 2011.

MOURA, C. C. de et al. concentrações de nitrato nas águas subterrâneas em áreas rurais do município de São José do Rio Preto (SP). **Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 3, n. 29, p. 268-284, 2015.

MOUSAVIFAZL, H.; ALIZADH, A.; GHAHRAMAN, B. Application of geostatistical methods for determining nitrate concentrations in groundwater: case study of Mashhad plain, Iran. **International Journal of Agriculture And Crop Sciences**, Bangladesh, v. 5, n. 4, 318-328, 2013.

NAS, B. Geostatistical approach to assessment of spatial distribution of groundwater quality. **Polish Journal Of Environmental Studies**, Olsztyn, v. 18, n. 6, p. 1073-1082, 2009. Disponível em: < <https://www.pjoes.com/pdf/18.6/1073-1082.pdf>>. Acesso em: 19 abr. 2018.

O'CONNOR, M. et al. Multi-element analysis and geochemical spatial trends of groundwater in rural northern New York. **Water**, [S.l.], v. 2, n. 2, p. 217-238, 2010. Disponível em: < <https://pdfs.semanticscholar.org/474a/c87d69f88ced433b2406bb8b58c46b2b3391.pdf>>. Acesso em: 19 abr. 2018.

ODONNELL, A. J. et al. Removal of strontium from drinking water by conventional treatment and lime softening in bench-scale studies. **Water Research**, New York, v. 103, p. 319-333, 2016.

PAN, Z. et al. Set pair analysis method for coordination evaluation in water resources utilizing conflict. **Physics And Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, Washington, v. 101, p. 149-156, 2017.

PAZ-FERREIRO, J.; VAZQUEZ, E. V.; VIEIRA, S. R. Geostatistical analysis of a geochemical dataset. **Bragantia**, Campinas , v. 69, supl. p. 121-129, 2010.

PIMENTEL-GOMES, F.; GARCIA, C. H. **Estatística aplicada a experimentos agrônômicos e florestais: exposição com exemplos e orientações para uso de aplicativos**. Piracicaba: FEALQ, 2002. 309 p.

ROBERTSON, G. P. GS+: Geoestatistics for the environmental sciences – GS+ User's Guide. Plainwell, **Gamma Desing Software**, 2004.

ROCHA, G. (Ed.). **Mapa de águas subterrâneas do Estado de São Paulo, escala 1:1,00,000**. São Paulo: DAEE, 2005.

ROCHA, S. S.; LINDNER, A.; PITOMBO, C. S. Modelagem geoestatística aplicada à amostra sistemática desagregada: estimação de geração de viagens. In: CONGRESSO DE PESQUISA E ENSINO EM TRANSPORTES, 28., 2014, Curitiba. **Anais...** Curitiba: [S.n.], 2014. Disponível em: <<http://www.anpet.org.br/xxviiiianpet/anais/documents/AC50.pdf>>. Acesso em: 19 abr. 2018.

RUFFATO-FERREIRA, V. et al. A foundation for the strategic long-term planning of the renewable energy sector in Brazil: hydroelectricity and wind energy in the face of climate change scenarios. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s.l.], v. 72, p. 1124-1137, 2017.

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**, Tupã, v. 8, n. 12, p. 187-195, 2012.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos, Universidade Estadual Paulista. São Paulo. **Águas subterrâneas no Estado de São Paulo**: diretrizes de utilização e proteção. São Paulo: DAEE/LEBAC, 2013.

SHARMA, S.; CHHIPA, R. C. Seasonal variations of ground water quality and its agglomerates by water quality index. **Global Journal of Environmental Science Management**, Tehran, v. 1, n. 2, p. 79-86, 2016.

SILVA, F. P.; KIANG, C. H.; CAETANO-CHANG, M. R. Hidroestratigrafia do grupo Bauru (K) no Estado de São Paulo. **Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 19, n. 2, p. 19-36, 2005.

SOUZA, J. C. S. de. Captação de água subterrânea. In: TSUTIYA, M. T.. **Abastecimento de água**. 4. ed. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2006.

STRADIOTO, M. R. et al. Water-Rock Interactions in the Bauru Aquifer System – São Paulo State, Brazil. **Procedia Earth and Planetary Science**, [s. l.], n. 17, p.388-391, 2017.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Recursos hídricos no século XXI**. São Paulo: Oficina de Textos, 2011. 328 p.

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**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 1, p.155-167, 2017.

VARNIER, C. et al. Nitrato nas águas subterrâneas do sistema aquífero Bauru, área urbana do município de Marília (SP). **Revista do Instituto Geológico**, São Paulo, v. 31, n. 1/2, p. 1-21, 2010.

VARNIER, C. et al. Ocorrência de nitrato no sistema aquífero Bauru e sua relação com a ocupação urbana no município de Marília (SP). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 19., 2016, Campinas. **Anais...** Campinas: ABAS, 2016. Disponível em: <
<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/2871>>. Acesso em: 19 abr. 2018.

VARNIER, C.; GUERRA, S. P.; HIRATA, R. Metodologia de avaliação dos padrões de ocupação urbana e contaminação por nitrato nas águas subterrâneas do sistema aquífero Bauru, Centro-Oeste do Estado de São Paulo. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE MEIO AMBIENTE SUBTERRÂNEO, 1, 2009, São Paulo. **Anais...** São Paulo: ABAS, 2009. Disponível em: <
<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/22088>>. Acesso em: 19 abr. 2018.

WHO. World Health Organization. **Guidelines for drinking-water Quality**. 4. ed. Genebra: WHO, 2011.

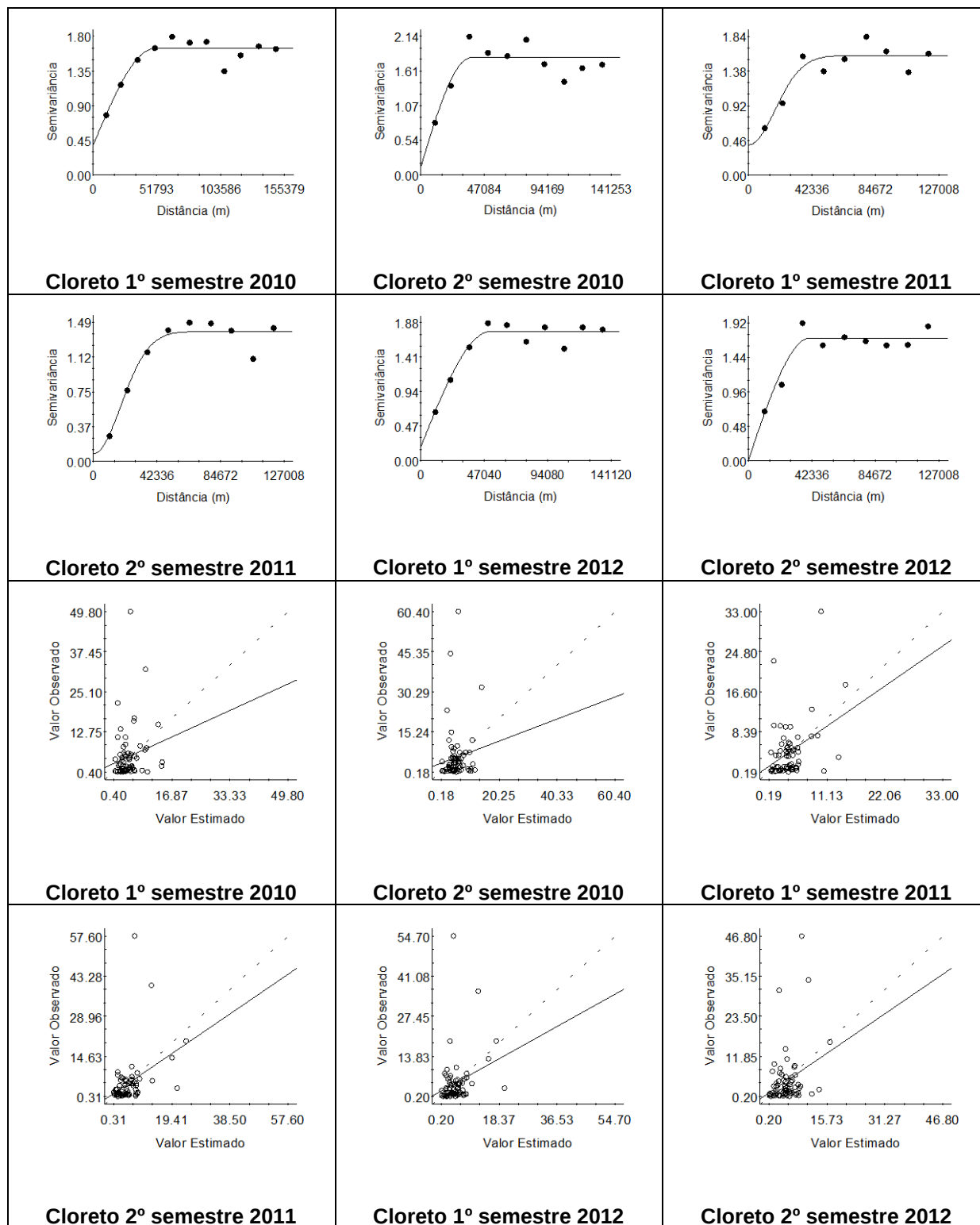
ZHOU, Q. et al. Temporal and spatial distribution characteristics of water resources in Guangdong Province based on a cloud model. **Water Science And Engineering**, [s.l.], v. 8, n. 4, p. 263-272, 2015.

ZHOU, Z. et al. Spatial variability of the shallow groundwater level and its chemistry characteristics in the low plain around the Bohai Sea, North China. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 184, n. 6, p. 3697-3710, 2011.

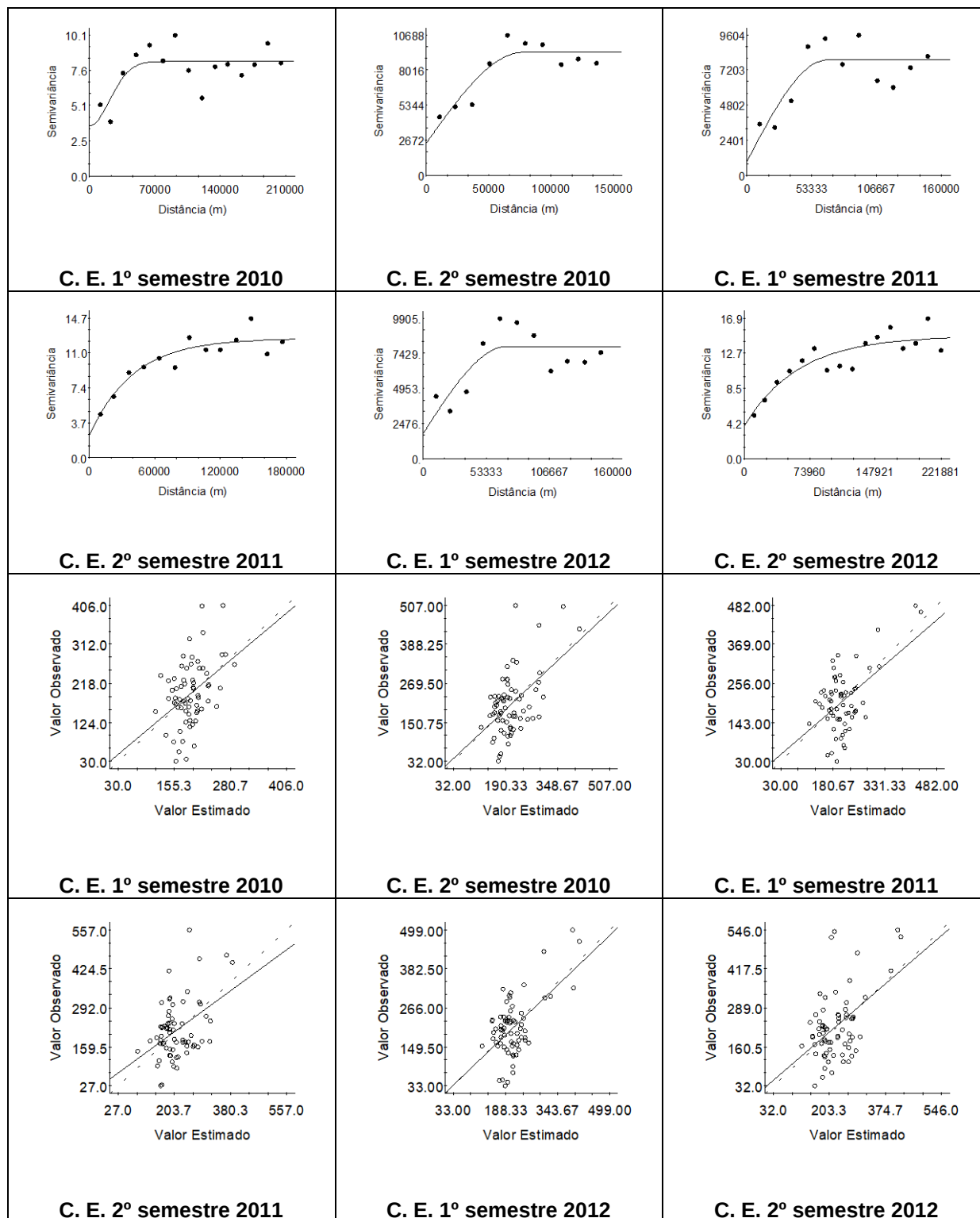
ZIMMERMAN, D. et al. An Experimental Comparison of Ordinary and Universal Kriging and Inverse Distance Weighting. **Mathematical Geology**, New York, v. 31, n. 4, p. 375-390, 1999.

APÊNDICE

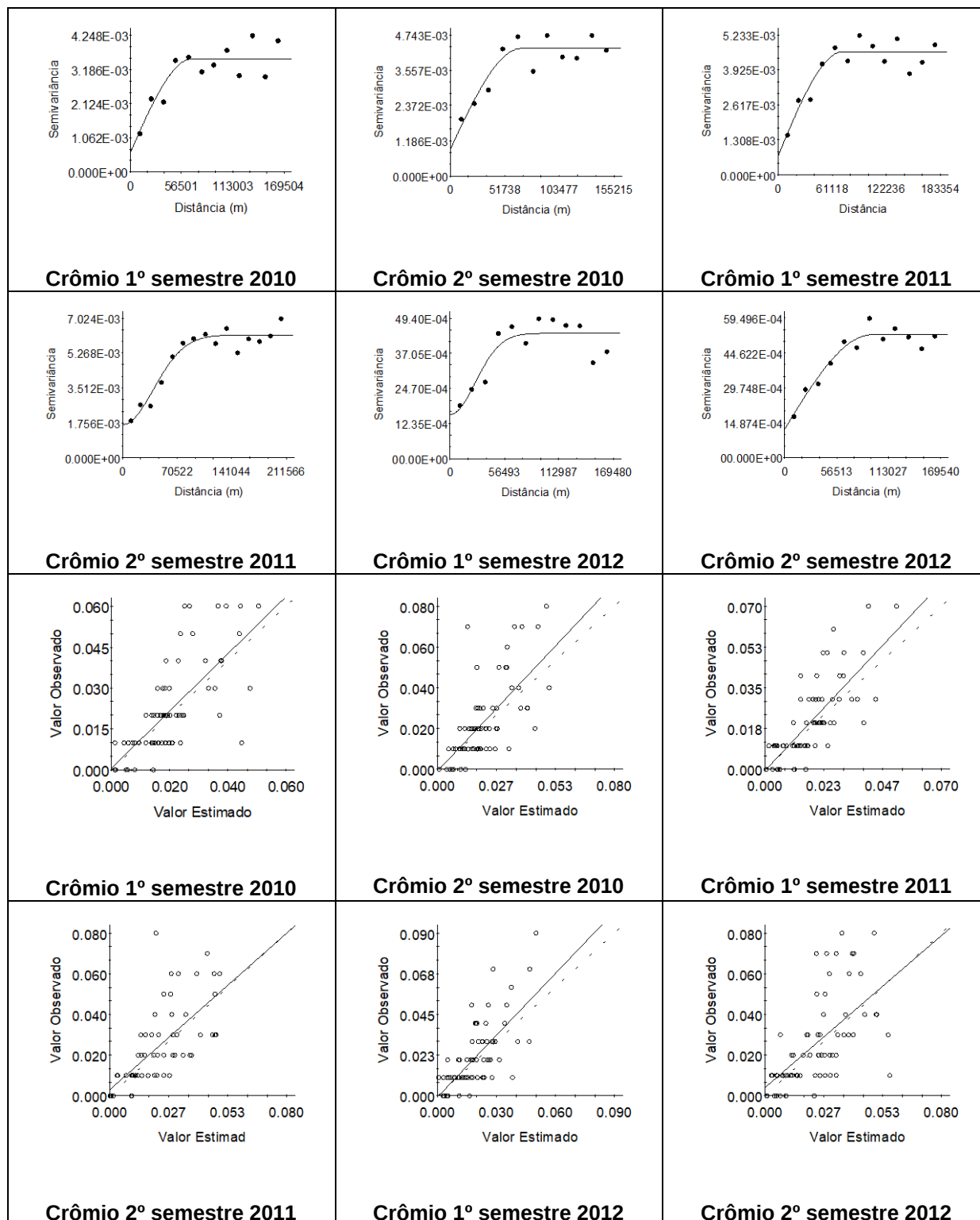
Apêndice 1 – Semivariogramas e Validação Cruzada do Cloreto



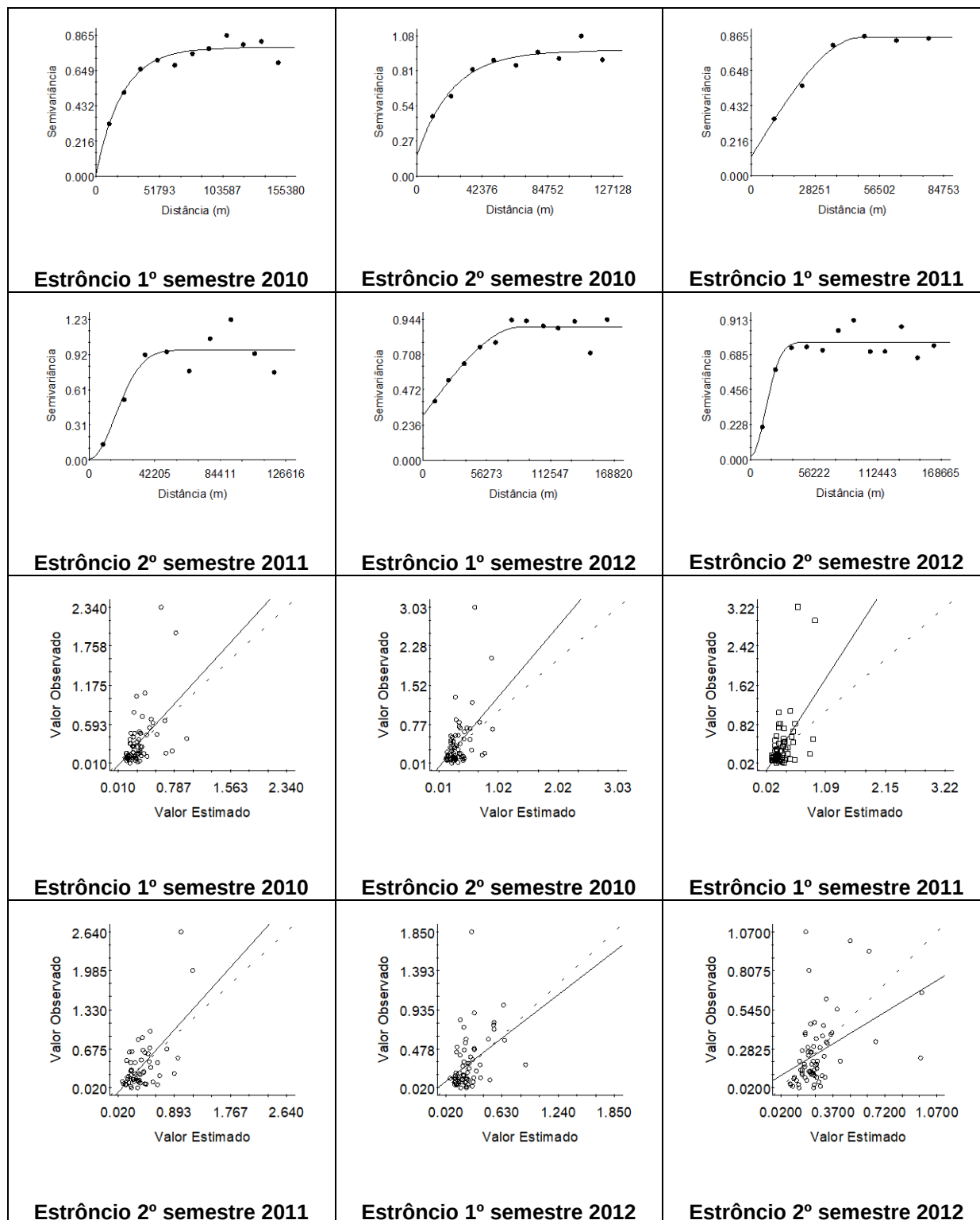
Apêndice 2 – Semivariogramas e Validação Cruzada do Condutividade Elétrica



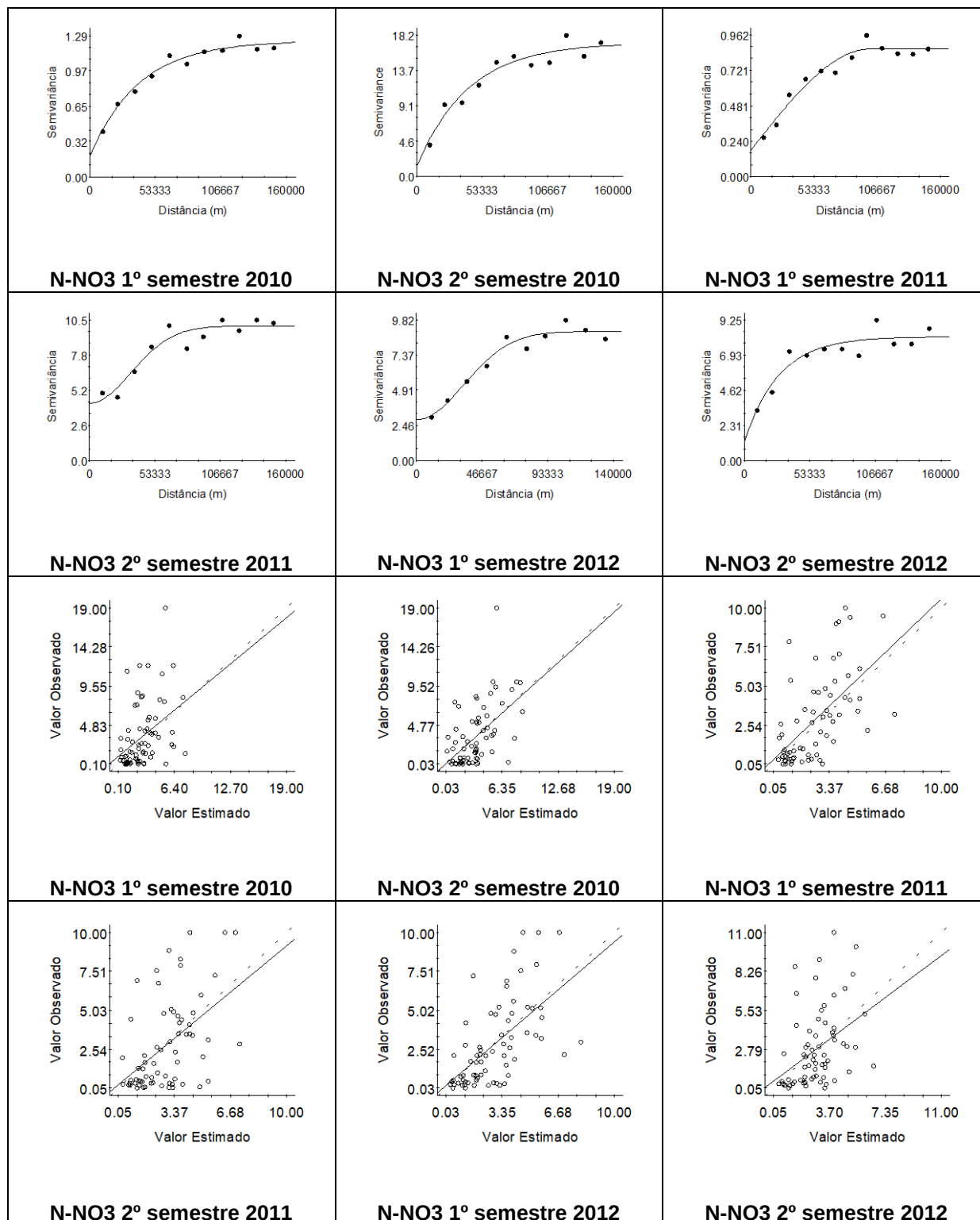
Apêndice 3 – Semivariogramas e Validação Cruzada do Crômio



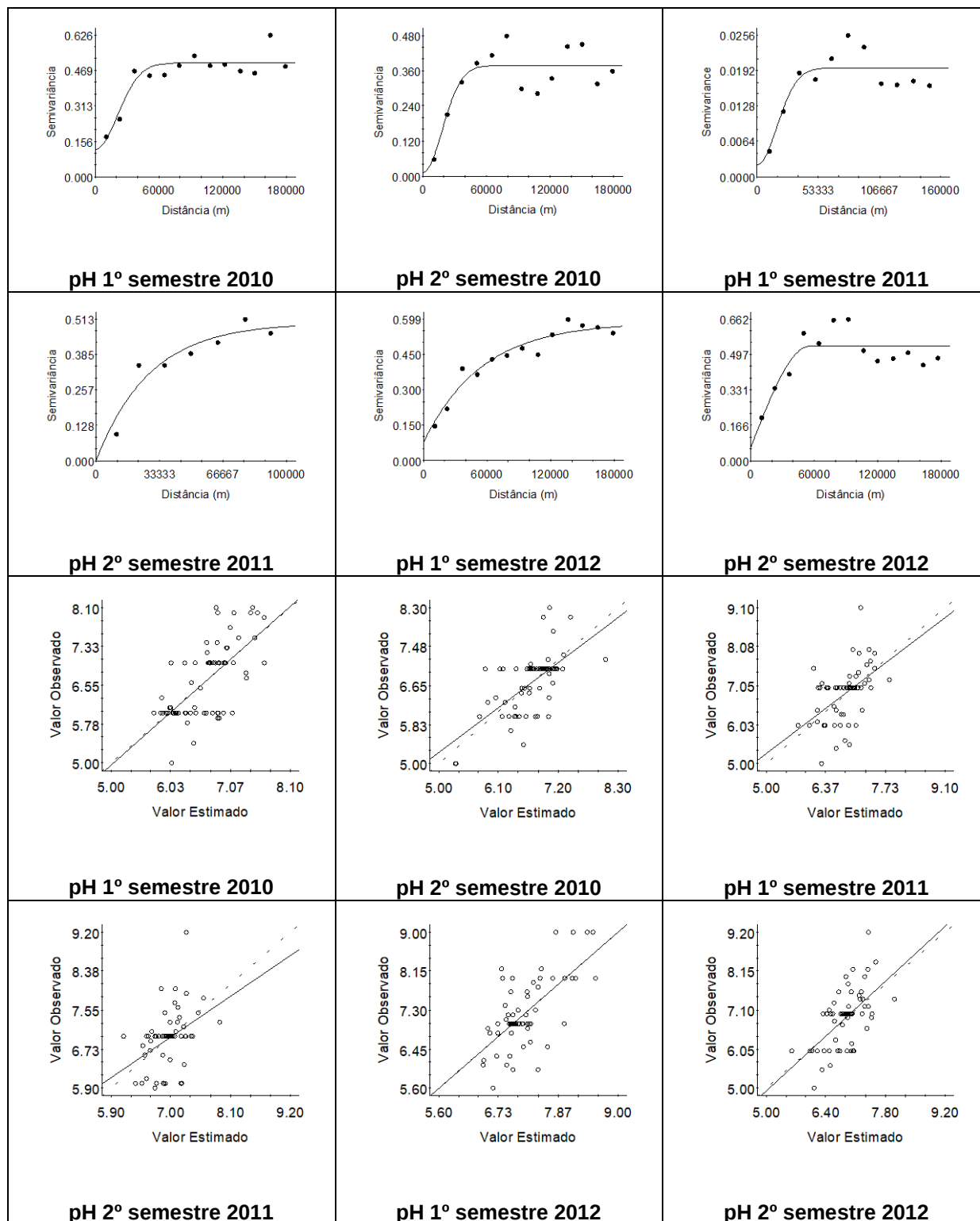
Apêndice 4 – Semivariogramas e Validação Cruzada do Estrôncio



Apêndice 5 – Semivariogramas e Validação Cruzada do Nitrato



Apêndice 6 – Semivariogramas e Validação Cruzada do pH



Apêndice 7 – Semivariogramas e Validação Cruzada do Sólidos Totais Dissolvidos

