

Artigos

# Variabilidade espacial e temporal do Nitrato e Cloreto no Sistema Aquífero Bauru, estado de São Paulo

## Spatial and Temporal Variability of Nitrate and Chloride in Aquifer Bauru System, São Paulo State, Brazil

Gustavo Zitei Vicente<sup>1</sup>; César Gustavo Rocha Lima<sup>1</sup>; Sâmia Momesso Marques<sup>1</sup>✉

<sup>1</sup> Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Ilha Solteira, SP.

✉ [gustavo.zitei@gmail.com](mailto:gustavo.zitei@gmail.com), [cesarlima@dec.feis.unesp.br](mailto:cesarlima@dec.feis.unesp.br), [samia.momesso@gmail.com](mailto:samia.momesso@gmail.com)

### Resumo

O Sistema Aquífero Bauru (SAB) é um manancial de essencial importância para o Estado de São Paulo. Tal fato eleva as atenções com o seu estado de conservação diante da possibilidade de contaminação por diferentes tipos de poluentes. O monitoramento no SAB tem oferecido importantes informações, porém pontuais, não refletindo um panorama espacial de toda área do aquífero. Nesse sentido, a geoestatística pode ser uma importante ferramenta de análise uma vez que os parâmetros de qualidade da água podem variar de forma ordenada no tempo/espaço. O presente estudo utilizou dados de 75 poços de monitoramento da CETESB, entre os anos de 2010-2012, e objetivou avaliar a variabilidade e as correlações espaciais e temporais das concentrações de nitrato (N-NO<sub>3</sub>) e cloreto (Cl<sup>-</sup>) no SAB. Realizou-se a análise estatística descritiva, de correlação, e a análise semivariográfica (simples e cruzada). Os resultados indicam elevada correlação linear entre N-NO<sub>3</sub> com Cl<sup>-</sup> ( $R^2=0,69^{**}$ ). Do ponto de vista geoestatístico, todos os parâmetros apresentam dependência espacial, independente do período, denotando bons ajustes semivariográficos e mapas bem delineados da variabilidade espacial. O mapeamento do Nitrato corroborou com trabalhos anteriormente realizados na área do SAB, apontando a presença de N-NO<sub>3</sub> acima do valor limite estabelecido pelo Ministério da Saúde. Por fim, observa-se também apreciáveis correlações espaciais entre o Nitrato com o Cloreto, permitindo estimativas espaciais do N-NO<sub>3</sub> a partir da co-variável Cl<sup>-</sup>.

### Abstract

The Bauru Aquifer System (BAS) is a source of essential importance for the State of São Paulo. This fact raises the attention with its state of conservation before the possibility of contamination by pollutants. Monitoring in the SAB has provided important but timely information, not reflecting a spatial picture of every area of the aquifer. In this sense, geostatistics can be an important analytical tool since water quality parameters can vary in an orderly way in time and space. This study used data from 75 monitoring wells from CETESB, between 2010-2012, and aimed to evaluate the variability and spatial/temporal correlations of nitrate (N-NO<sub>3</sub>) and chloride (Cl<sup>-</sup>) concentrations in BAS. Descriptive statistical analysis, correlation, and semivariographic analysis (simple and cross) were performed. The results indicate a high linear correlation between N-NO<sub>3</sub> and Cl<sup>-</sup> ( $R^2 = 0.69^{**}$ ). From a geostatistical point of view, all the parameters present spatial dependence, independent of the period, denoting good semivariographic adjustments and well-delineated maps of spatial variability estimates. The Nitrate mapping corroborated previous studies performed in the SAB BAS area, indicating the presence of N-NO<sub>3</sub> above the limit value established by the Ministry of Health. Finally, there are significant spatial correlations between Nitrate and Chloride, allowing spatial estimations of N-NO<sub>3</sub> from the co-variable Cl<sup>-</sup>.

DOI: <http://dx.doi.org/10.14295/ras.v32i3.29099>

### Palavras-chave:

Águas subterrâneas.  
Cloreto.  
Geoestatística.  
Nitrato.  
Qualidade de água.

### Keywords

Groundwater.  
Chloride.  
Geostatistics.  
Nitrate.  
Water quality.

Revisado por pares.  
Recebido em: 01/02/2018.  
Aprovado em: 21/07/2018.

## 1. INTRODUÇÃO

Os recursos hídricos subterrâneos constituem uma das fontes mais seguras e confiáveis de água para abastecimento humano, especialmente em áreas rurais de países em desenvolvimento (BASU; VAN METER, 2014). Além de sua importância estratégica, este recurso oferece ainda vantagens operacionais e econômicas quando comparado às águas superficiais (BERTOLO et al., 2015).

Atualmente, cerca de 51% dos municípios brasileiros são abastecidos por águas subterrâneas (HIRATA; FERNANDES; BERTOLO, 2016). Só no estado de São Paulo, aproximadamente 71% dos municípios fazem uso dessas fontes de água (ANA, 2017) sendo que 32% tem seu abastecimento feito exclusivamente pelo Sistema Aquífero Bauru (SAB) (SILVA; KIANG; CAETANO-CHANG, 2005).

O SAB é um aquífero sedimentar livre que ocupa cerca de 43% do

território Paulista, apresentando uma área aflorante de aproximadamente 96900 km<sup>2</sup> (IRITANI; EZAKI, 2009). De acordo com Silva, Kiang e Caetano-Chang (2005) predominam no SAB os arenitos, cujas características se apresentam positivas à exploração de suas águas, porém o torna vulnerável à entrada de poluentes, gerando preocupações no que tange à qualidade de suas águas (SILVA; KIANG; CAETANO-CHANG, 2005; IRITANI; EZAKI, 2009), principalmente para a finalidade de consumo humano.

Canato et al. (2014) afirmam que as alterações de qualidade das águas subterrâneas podem 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 poluentes de diversas naturezas como microrganismos patogênicos, componentes químicos, metais, nutrientes e alguns compostos orgânicos e inorgânicos, entre outros.

Dentre os inúmeros parâmetros da qualidade das águas considerados pelo Ministério da Saúde (BRASIL, 2011) o Nitrogênio Nitrato (N-NO<sub>3</sub>) representa o contaminante inorgânico de maior preocupação. Sua ocorrência em águas subterrâneas pode estar ligada à lixiviação de vegetações naturais, à fertilização nitrogenada dos solos, dejetos de animais ou humanos, devido a fossas negras, e devido ao contato com águas residuárias (VARNIER et al., 2010; BAIRD; CANN, 2011; WHO, 2011; CETESB, 2013a).

Por outro lado, Moura et al. (2015), apontam que correlações significativas entre N-NO<sub>3</sub> e Cl<sup>-</sup> são indicativos de que a presença de poluentes nas águas subterrâneas tem sua origem em atividades antrópicas, tais como condições precárias de saneamento ou utilização de adubos orgânicos em áreas rurais.

Além disso, a presença de nitrato na água em níveis elevados pode trazer prejuízos à saúde humana causando doenças como metahe-moglobinemia e câncer (CANATO et al., 2014). Assim, as normas federais definidas pelo Ministério da Saúde (BRASIL, 2011) estabelece 10 mg L<sup>-1</sup> como valor máximo permitido (VMP) para a presença de N-NO<sub>3</sub> em água. Por outro lado, a presença de Cl<sup>-</sup> em água, é limitada a 250 mg L<sup>-1</sup> (BRASIL, 2011), além de poder apresentar prejuízos na palatabilidade, já que concentrações elevadas conferem sabor salgado à água (WHO, 2011).

O estudo da presença de N-NO<sub>3</sub> nas águas do SAB tem sido foco de estudo de alguns pesquisadores, tais como Varnier et al. (2010; 2016) que identificaram contaminação por nitrato na região de Marília (SP), Godoy et al. (2004) que chegaram à mesma constatação para a região de Presidente Prudente (SP) e Moura et al. (2015) que verificaram problemas com presença de nitrato em águas do SAB em São José do Rio Preto (SP).

Devido à ocorrência de concentrações elevadas de Nitrato em diversos pontos da extensa área do SAB, torna-se importante um levantamento que permita a compreensão da variabilidade espacial deste parâmetro, objetivando um melhor gerenciamento de ações de conservação dessas águas. Assim, a geoestatística aparece como importante ferramenta na avaliação das águas subterrâneas, uma vez que vários aspectos da gestão das águas subterrâneas de-

mandam o conhecimento das tendências espaciais e temporais deste recurso (KUMAR; REMADEVI, 2006).

Neste sentido, diversos autores ao redor do globo têm empregado a geoestatísticas para o estudo espacial e temporal do cloreto e nitrato em águas subterrâneas (HU et al., 2005; NAS, 2009; HASSAN, 2014; GHARBIA et al., 2016; KURUNC et al., 2016). Por outro lado, tal ferramenta também tem sido aplicada na avaliação de diversos outros parâmetros da qualidade das águas subterrâneas (KUMAR; REMADEVI, 2006; MEHRJARDI et al., 2008; DELBARI; MOTLAGH; AMIRI, 2013; ASHRAFZADEH et al., 2016; BODRUD-DOZA et al., 2016;).

Assim, diante do exposto, o presente trabalho objetivou avaliar a variabilidade e a dependência espacial e temporal do Nitrogênio Nitrato (N-NO<sub>3</sub>) e do Cloreto (Cl<sup>-</sup>) na área de abrangência do Sistema Aquífero Bauru, no Estado de São Paulo.

## 2. MATERIAIS E MÉTODO

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, 2013a, 2013b), no qual foram utilizadas amostras de 75 pontos/poços de monitoramento distribuídos dentro do SAB (Figura 1). Eventualmente, em função de algum problema de coleta ou desativação de poços, alguns poucos pontos de coletas não apresentavam dados em certos períodos.

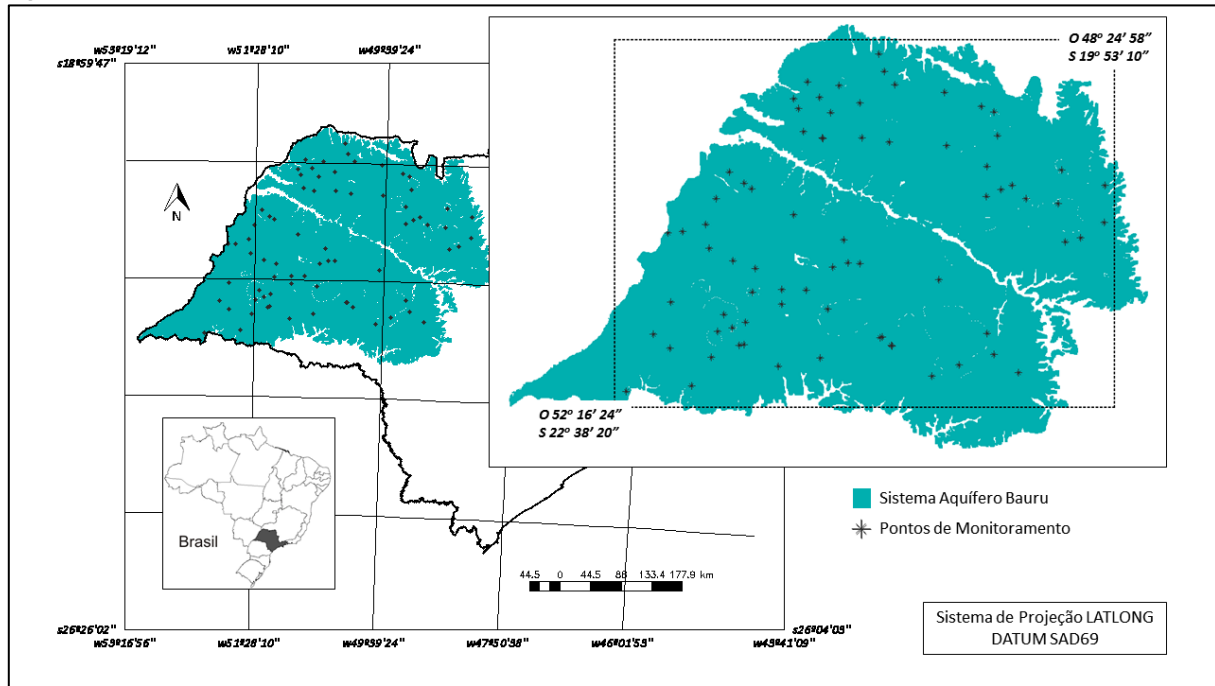
A área de estudo situa-se em um quadrante que pode ser definido pelas seguintes coordenadas geográficas 52° 16' 24" O, 22° 38' 20" S e 48° 24' 58" O e 19° 53' 10" S, compreendendo aproximadamente 43% do Estado de São Paulo (Figura 1).

Os poços tubulares amostrados conforme CETESB (2013a) foram selecionados de acordo com suas características construtivas em concordância com as normas vigentes, sendo utilizados preferencialmente poços com finalidade de abastecimento público, com licenças de outorga de uso da água concedida pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE) e proteção contra contaminação.

O estudo consistiu na avaliação trienal (2010-2012) dos dados de Nitrogênio Nitrato (N-NO<sub>3</sub>) os quais foram determinados de acordo com CETESB (2013a) pelo método da Cromatografia Iônica (APHA, 2012). Também foram avaliados os dados do Cloreto (Cl<sup>-</sup>), determinado pelo método da Colorimetria Automática com Tiocianato de Mercúrio/Cromatografia Iônica (APHA, 2012). Para cada ano, avaliou-se os parâmetros em dois períodos de coletas distintos: sendo eles: a) primeiro semestre (março-abril: final das chuvas) e, b) segundo semestre (setembro-outubro: final do período seco).

Assim, em função dos períodos analisados, a identificação dos parâmetros (N-NO<sub>3</sub> e Cl<sup>-</sup>) foram identificadas/diferenciadas pelos dois últimos dígitos referentes ao ano de amostragem (2010: 10, 2011: 11 e 2012: 12), 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.

Figura 1 - Localização dos pontos de monitoramento no Sistema Aquífero Bauru



Para cada parâmetro estudado foi efetuada a análise estatística descritiva clássica, e posteriormente construiu-se a matriz de correlação de Pearson com a finalidade de avaliar as interações, duas a duas, entre os parâmetros para eleger candidatos à modelagem de regressões de interesse. Para ambas as análises, utilizou-se da planilha de cálculos Excel.

No âmbito da geoestatística, foi analisada a dependência espacial utilizando o software *Gamma Design Software GS+ 7.0* (ROBERTSON, 2004). Assim, isoladamente para cada parâmetro, foi realizado o cálculo do semivariograma experimental simples, tendo como base a pressuposição de estacionariedade da hipótese intrínseca conforme a seguinte expressão (BODRUD-DOZA et al., 2016):

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

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

Os ajustes semivariográficos foram efetuados observando inicialmente: 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)  $ADE \leq 25\%$  = variável fracamente dependente; b)  $25\% < ADE \leq 75\%$  = variável moderadamente dependente, e c)  $ADE > 75\%$  = variável altamente dependente (ROBERTSON, 2004).

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

Assim, o processo de validação cruzada, que consiste na remoção de cada observação pertencente ao conjunto de dados com subse-

quente estimativa do seu valor, pelo método de interpolação (krigagem ordinária), foi utilizado para a verificação da confiabilidade de cada modelo matemático ajustado. Portanto, o modelo final escolhido foi aquele que melhor estimou os valores observados, ou seja, aquele que produziu uma equação de regressão linear entre os valores observados, em função dos valores estimados o mais próximo da bissetriz (intercepto igual a zero e coeficiente angular = 1) (ISAAKS; SRIVASTAVA, 1989).

Após essa etapa, foi realizada a interpolação por krigagem uma vez que esta técnica se trata de um estimador linear não enviesado (SILVA et al., 2008). No processo de krigagem, as estimativas foram feitas a partir da seguinte equação (FARIA, 2013):

$$z^*(x_0) = \sum_{i=1}^N \lambda_i z(x_i) \quad (2)$$

sendo  $z^*$ , o valor a ser estimado no ponto não amostrado  $x_0$ ;  $N$ , o número de valores medidos  $z(x_i)$  envolvidos na estimativa e  $\lambda_i$  os pesos associados a cada valor medido  $z(x_i)$ . Em seguida, foi realizada a confecção e edição final dos mapas de cada parâmetro.

Posteriormente, considerando que a correlação espacial entre duas variáveis pode ser verificada e medida, foi testado o ajuste semivariográfico cruzado entre os parâmetros de maior interesse, conforme a seguinte expressão (GUERRA, 1988):

$$y(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} \{ [z_1(X_{1i} + h) - z_1(X_{1i})] * [z_2(X_{2i} + h) - z_2(X_{2i})] \} \quad (3)$$

onde:  $Z_1$  e  $Z_2$  correspondem aos valores das duas variáveis correlacionadas;  $h$  corresponde à distância entre as amostras da mesma variável;  $N(h)$  é o número de valores de  $Z_1$  e  $Z_2$ , separados por um vetor da distância  $h$ .

Para aqueles conjuntos de atributos que apresentaram dependência espacial realizou-se a interpolação dos dados por meio da técnica de cokrigagem, cujo o estimador pôde ser determinado pela seguinte equação (FARIA, 2013):

$$z^*(x_0) = \sum_{i=1}^{N_1} \lambda_1 z_1(x_i) + \sum_{i=1}^{N_2} \lambda_2 z_2(x_i) \quad (4)$$

onde N1 e N2 são os número de vizinhos medidos de z1 e z2, respectivamente, e λ1 e λ2 são os ponderadores associados a z1 e z2 os quais são distribuídos de acordo com a dependência espacial de cada uma das variáveis entre si e com a correlação cruzada entre elas. Posteriormente, do mesmo modo que no processo do desenvolvimento das krigagens, foi realizado a confecção e edição final dos mapas.

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A presença de cloreto nas águas do SAB (Tabela 1) ocorre em pequenas quantidades, conforme pode-se observar no período analisado, porém com uma variabilidade muito alta conforme classificação sugerida por Pimentel-Gomes e Garcia (2002) para avaliação do coeficiente de variação (CV). A concentração máxima atingiu 60,4 mg L<sup>-1</sup>, valor que segundo WHO (2011) não afeta o sabor da água. De acordo com dados do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011), tornam-se mais perceptíveis as alterações no sabor por causa da presença de cloreto na água, quando tal parâmetro apresenta-se em concentrações superiores a 250,0 mg L<sup>-1</sup>, valor este, considerado limite para abastecimento.

**Tabela 1** - Análise descritiva do Nitrato e Cloreto no Sistema Aquífero Bauru

Período	Medidas Estatísticas Descritivas						
	Valor			Desvio Padrão	Coeficiente		
	Média	Mínimo	Máximo		Variação (%)	Curtose	Assimetria
<b>Cloreto (mg L<sup>-1</sup>)</b>							
Cl (10-1)	5,0	0,4	49,8	7,8	155,1	17,1	3,7
Cl (10-2)	5,4	0,2	60,4	9,8	180,2	17,8	4,0
Cl (11-1)	4,8	0,2	52,2	7,9	165,3	20,3	4,1
Cl (11-2)	4,9	0,3	57,6	8,7	177,8	24,3	4,6
Cl (12-1)	4,9	0,2	54,7	8,4	170,6	19,8	4,1
Cl (12-2)	4,8	0,2	46,8	8,0	165,3	13,5	3,5
<b>Nitrato (mg L<sup>-1</sup>)</b>							
N-NO <sub>3</sub> (10-1)	3,4	0,1	19,0	3,9	113,2	3,0	1,7
N-NO <sub>3</sub> (10-2)	3,3	0,0	19,0	3,6	109,6	3,9	1,6
N-NO <sub>3</sub> (11-1)	3,1	0,1	18,0	3,3	108,6	5,1	1,9
N-NO <sub>3</sub> (11-2)	3,0	0,1	19,0	3,5	114,3	5,7	2,0
N-NO <sub>3</sub> (12-1)	3,0	0,0	19,0	3,3	108,6	7,0	2,2
N-NO <sub>3</sub> (12-2)	2,9	0,1	17,0	3,1	108,4	5,1	2,0

Os dados de Nitrato (Tabela 1) de acordo com a classificação de Pimentel-Gomes e Garcia (2002) indicaram uma variabilidade muito alta dos dados. De modo geral, pode-se atribuir a elevada variabilidade dos dados observada para N-NO<sub>3</sub> devido à grande área amostral de coleta de dados e às distintas características geológicas e ambientais existentes em toda extensão do SAB, inclusive possíveis alterações pontuais de caráter antrópico uma vez que foi observado que alguns pontos (CETESB, 2013b) denotaram valores bem distintos da maioria para o período (como os seguintes pontos de monitoramento: BA0232P-Bauru; BA0059P-Jales; BA0006P-Andradina; BA0090P-Parapuã; BA0052P-Inúbia Paulista) geralmente com valores muito próximos ou acima do limite permitido que é de 10 mg L<sup>-1</sup> (BRASIL, 2011).

As concentrações médias de N-NO<sub>3</sub> (Tabela 1) se mostraram inferiores ao valor limite de 10,0 mg L<sup>-1</sup> em todos os períodos avaliados, porém seus valores máximos demonstraram a existência de contaminação pontual por nitrato no SAB, chegando a apresentar valores de 19,0 mg L<sup>-1</sup> observados nos primeiros semestres de 2010 e 2012 e nos segundos semestres de 2010 e 2011. Estes resultados observados apresentam consonância com os trabalhos de Varnier et al. (2010; 2016), bem como com os de Conceição et al. (2014),

Godoy et al. (2014) e Moura et al. (2015) que identificaram a presença de Nitrato acima dos padrões de potabilidade nas águas do SAB em escala local.

Com a finalidade de avaliar as interações entre os parâmetros estudados, na Tabela 2 é apresentada a matriz de correlação para os dados N-NO<sub>3</sub> e Cl<sup>-</sup>.

A Tabela 2 permite observar que ao longo do período avaliado houve elevada correlação positiva entre os parâmetros (Cl<sup>-</sup> vs Cl<sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub> vs N-NO<sub>3</sub> e Cl<sup>-</sup> vs N-NO<sub>3</sub>), para cada semestre em relação ao semestre subsequente, indicando que a variação sazonal (período de chuva e seca) parece não ter exercido muita influência nas interações entre os parâmetros avaliados ao longo de todo o período.

Uma vez que a variação sazonal pareceu não se mostrar como fator de alteração significativa do comportamento dos dados ao longo do período, pode-se dizer que as elevadas correlações observadas entre Cl<sup>-</sup> vs Cl<sup>-</sup> e N-NO<sub>3</sub> vs N-NO<sub>3</sub> (Tabela 2), era uma tendência esperada, simplesmente por se tratar dos mesmos parâmetros. Tais correlações, parecem ainda indicar que para os pontos amostrados, outras causas de possível influência ligadas a ações antrópicas/ex-

ternas, continuam ocorrendo seguindo as mesmas tendências pontuais, ou seja, onde se constatou valores elevados, estes variaram,

porém continuaram elevados, ao passo que onde se observou os menores valores, estes variaram, porém continuaram reduzidos.

**Tabela 2** - Matriz de correlação entre Nitrato e Cloreto no Sistema Aquífero Bauru

Parâmetro <sup>(a)</sup>	Coeficiente de Correlação <sup>(b)</sup>										
	N-NO <sub>3</sub> (10-1)	N-NO <sub>3</sub> (10-2)	N-NO <sub>3</sub> (11-1)	N-NO <sub>3</sub> (11-2)	N-NO <sub>3</sub> (12-1)	N-NO <sub>3</sub> (12-2)	Cl <sup>-</sup> (10-1)	Cl <sup>-</sup> (10-2)	Cl <sup>-</sup> (11-1)	Cl <sup>-</sup> (11-2)	Cl <sup>-</sup> (12-1)
N-NO <sub>3</sub> (10-2)	<b>0,89**</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N-NO <sub>3</sub> (11-1)	0,91**	<b>0,94**</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N-NO <sub>3</sub> (11-2)	0,92**	0,95**	<b>0,95**</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
N-NO <sub>3</sub> (12-1)	0,88**	0,94**	0,98**	<b>0,96**</b>	-	-	-	-	-	-	-
N-NO <sub>3</sub> (12-2)	0,89**	0,91**	0,94**	0,96**	<b>0,96**</b>	-	-	-	-	-	-
Cl <sup>-</sup> (10-1)	<b>0,84**</b>	0,78**	0,76**	0,78**	0,76**	0,73**	-	-	-	-	-
Cl <sup>-</sup> (10-2)	0,78**	<b>0,82**</b>	0,80**	0,81**	0,79**	0,76**	<b>0,94**</b>	-	-	-	-
Cl <sup>-</sup> (11-1)	0,77**	0,80**	<b>0,81**</b>	0,80**	0,80**	0,74**	0,94**	<b>0,97**</b>	-	-	-
Cl <sup>-</sup> (11-2)	0,77**	0,80**	0,79**	<b>0,82**</b>	0,80**	0,76**	0,93**	0,97**	<b>0,97**</b>	-	-
Cl <sup>-</sup> (12-1)	0,76**	0,79**	0,80**	0,80**	<b>0,81**</b>	0,76**	0,93**	0,96**	0,98**	<b>0,99**</b>	-
Cl <sup>-</sup> (12-2)	0,79**	0,78**	0,80**	0,83**	0,83**	<b>0,82**</b>	0,91**	0,95**	0,95**	0,97**	<b>0,97**</b>

(a) Parâmetros analisados, onde: N-NO<sub>3</sub> = Nitrogênio-Nitrato, Cl<sup>-</sup> = Cloreto Total. (b) \*\* = Significativo a 1% de probabilidade.

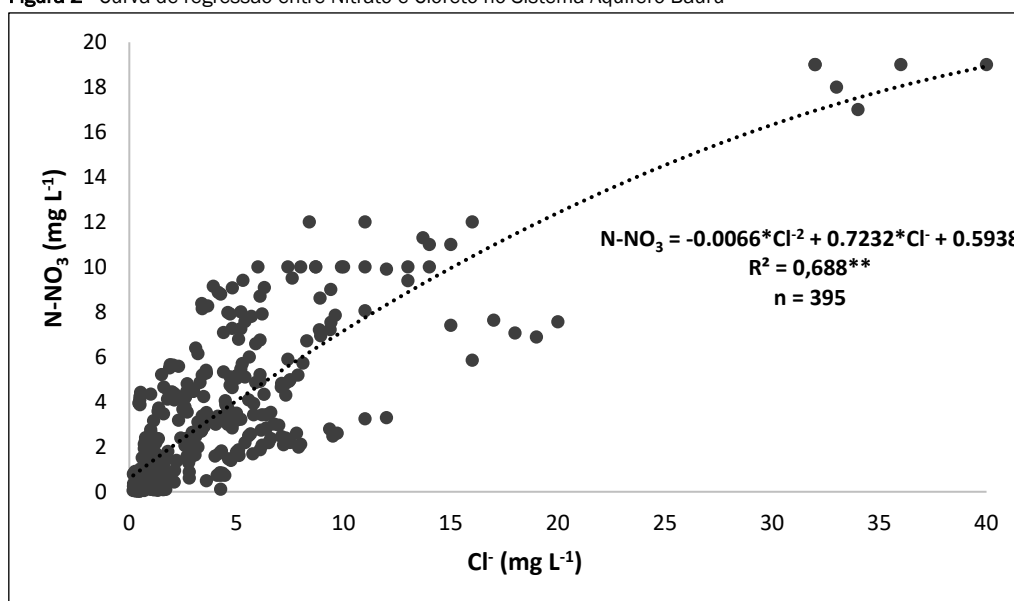
A correlação entre Cl<sup>-</sup> vs N-NO<sub>3</sub> (Tabela 2) apontaram apreciáveis interações positivas, indicando que onde se observou o aumento dos valores de cloreto, também se observou aumento dos valores de nitrato e vice-versa. Correlações significativas entre cloreto e nitrato também foram registradas em regiões pontuais do aquífero Bauru (MONTANHEIRO, 2014, r = 0,93; VARNIER et al., 2010, r = 0,51; MOURA et al., 2015; r = 0,46). Por outro lado, alguns trabalhos em diferentes aquíferos não denotaram elevadas correlações entre Cl<sup>-</sup> vs N-NO<sub>3</sub>, como por exemplo, os trabalhos de Cabral e Lima (2006) e de Castro et al. (2014) que em estudos nos aquíferos da Formação Barreiras e Barcarena na região de Belém-PA encontraram valores de correlação (r) de 0,29 e 0,15, respectivamente.

Tal fato, indica que tal interação (Cl<sup>-</sup> vs N-NO<sub>3</sub>) possui estreita relação com as condições ambientais e antrópicas/externas de cada aquífero. Segundo VARNIER et al. (2010), concentrações de N-NO<sub>3</sub> associadas ao Cl<sup>-</sup> em águas subterrâneas geralmente indicam con-

taminação por fonte antrópica. Tal hipótese pode ser justificada, uma vez que o nitrogênio não é comumente encontrado nas rochas, à exceção de ocorrências específicas, ao passo que o cloreto pode estar relacionado a grande quantidade de NaCl expelido através dos excrementos humanos, principalmente a urina (MONTANHEIRO, 2014). Assim, a elevada correlação observada entre nitrato e cloreto (Tabela 2) reforça, segundo vários autores (VARNIER et al., 2010; MONTANHEIRO, 2014; MOURA et al., 2015), a hipótese de contaminação por atividade antrópica externa, uma vez que ambos elementos podem comumente possuir a mesma origem.

Tendo em vista que a sazonalidade pareceu não influenciar as correlações observadas entre cloreto e nitrato (Tabela 2), realizou-se a modelagem desse conjunto de parâmetros utilizando-se como base todos os dados do triênio (2010-2012). Assim, tal interação resultou na curva de regressão apresentada na Figura 2.

**Figura 2** - Curva de regressão entre Nitrato e Cloreto no Sistema Aquífero Bauru





O modelo ajustado aos dados da interação entre cloreto e nitrato (Figura 2) denotou um  $R^2 = 0,688$ , ou seja, indicando que 69% da variabilidade dos dados de nitrato podem ser estatisticamente explicados por meio da variabilidade do cloreto no aquífero Bauru através de equação de regressão com elevada significância ( $p < 0,01$ ).

Na Tabela 3 são apresentados os parâmetros dos ajustes semiva-

riográficos experimentais (omnidirecionais) obtidos para os dados de  $Cl^-$  e de  $N-NO_3$  do SAB no período de 2010 a 2012, sendo possível verificar que houve dependência espacial para todos os parâmetros, independente do período estudado, o que permitiu, portanto, a realização do mapeamento por krigagem para todos os semes-

**Tabela 3** - Parâmetros semivariográficos para Cloreto e Nitrato no Aquífero Bauru

Parâmetro <sup>(a)</sup>	Dados dos Ajustes Semivariográficos									
	Modelo <sup>(b)(c)</sup>	$C_0$	$C_0+C$	A(m)	$r^2$	SQR <sup>(d)</sup>	ADE <sup>(e)</sup>	Validação Cruzada		
							%	a	B	R
<b><math>\gamma(h)</math> direto do Cloreto</b>										
$Cl^-$ (10-1)	esf <sub>(log)</sub>	$3,90 \cdot 10^{-1}$	1,64	49900	0,856	$1,31 \cdot 10^{-1}$	76,3	2,80	0,495	0,182
$Cl^-$ (10-2)	esf <sub>(log)</sub>	$1,10 \cdot 10^{-1}$	1,81	37000	0,719	$3,82 \cdot 10^{-1}$	94,0	3,27	0,416	0,118
$Cl^-$ (11-1)	gau <sub>(log)</sub>	$4,00 \cdot 10^{-1}$	1,59	43647	0,839	$1,86 \cdot 10^{-1}$	74,8	1,16	0,752	0,381
$Cl^-$ (11-2)	gau <sub>(log)</sub>	$7,70 \cdot 10^{-2}$	1,39	45033	0,921	$1,07 \cdot 10^{-1}$	94,5	1,15	0,744	0,389
$Cl^-$ (12-1)	esf <sub>(log)</sub>	$1,80 \cdot 10^{-1}$	1,76	51600	0,926	$1,03 \cdot 10^{-1}$	89,8	1,80	0,605	0,266
$Cl^-$ (12-2)	esf <sub>(log)</sub>	$1,00 \cdot 10^{-3}$	1,70	41200	0,879	$1,54 \cdot 10^{-1}$	99,9	0,98	0,744	0,290
<b><math>\gamma(h)</math> direto do Nitrato</b>										
$N-NO_3$ (10-1)	exp <sub>(rq)</sub>	$1,90 \cdot 10^{-1}$	1,24	120000	0,965	$2,51 \cdot 10^{-2}$	85,0	0,95	0,889	0,404
$N-NO_3$ (10-2)	exp	1,30	17,22	126300	0,924	13,00	92,6	0,05	0,972	0,554
$N-NO_3$ (11-1)	esf <sub>(rq)</sub>	$1,80 \cdot 10^{-1}$	$8,66 \cdot 10^{-1}$	101000	0,949	$2,59 \cdot 10^{-2}$	79,1	0,29	1,029	0,606
$N-NO_3$ (11-2)	gau	4,30	9,97	82792	0,898	4,57	57,3	0,21	0,894	0,504
$N-NO_3$ (12-1)	gau	2,90	9,00	82099	0,953	2,19	68,3	0,15	0,924	0,611
$N-NO_3$ (12-2)	exp	1,20	8,13	84300	0,844	4,51	85,0	0,48	0,810	0,417

<sup>(a)</sup> Parâmetros onde:  $N-NO_3$  = Nitrogênio-Nitrato,  $Cl^-$  = Cloreto Total. <sup>(b)</sup> Ajuste semivariográfico, onde: gau = gaussiano, esf = esférico, exp = exponencial; <sup>(c)</sup> Transformação de dados, onde: log = logarítmica, rq = raiz quadrada; <sup>(d)</sup> SQR: Soma dos Quadrados dos Resíduos; <sup>(e)</sup> ADE: Avaliador da Dependência Espacial.

A avaliação dos parâmetros semivariográficos do cloreto (Tabela 3) indicou, em todos os períodos analisados, alto grau de dependência espacial conforme classificação indicada por Robertson (2004). No geral, os dados do cloreto apresentaram apreciáveis ajustes (Tabela 3), sendo eles do tipo esférico (10-1, 10-2, 12-1 e 12-2) e gaussiano (11-1 e 11-2), com coeficientes de determinação espacial ( $r^2$ ) variando entre 0,719 e 0,926 e com alcances entre 37000 m e 51600 m (Figura 3).

Trabalhos como os de Mehrjardi et al. (2008), Nas (2009), Dash; Sarangi; Singh (2010), bem como os de Hassan (2014) e Gharbia et al. (2016) também analisaram a variabilidade espacial do cloreto em diferentes sistemas aquíferos ao redor do globo terrestre, e independente da base de dados e da área de estudo desses trabalhos, observou-se também bons ajustes e dependência espacial do cloreto, corroborando com a constatação da variabilidade espacial e temporal desse parâmetro no presente estudo.

Os dados relativos às concentrações de  $N-NO_3$  resultaram em ajustes semivariográficos do tipo exponencial (2010 e segundo semestre de 2012), esférico (11-1), e gaussiano (11-2 e 12-1) (Tabela 3,

Figura 4). Os valores de  $r^2$  dos ajustes ficaram entre 0,844 e 0,965 indicando também bons ajustes com alcances que variam de 82099 m a 126300 m.

A dependência espacial de concentrações de nitrato em águas subterrâneas também foi constatada em diferentes sistemas aquíferos por Hu et al. (2005), Nas (2009), Mousavifazl, Alizadh e Ghahraman (2013), Gharbia et al. (2016) e Kurunc et al. (2016). Por se tratar do contaminante inorgânico de maior preocupação em águas subterrâneas (*ion nitrato*), a constatação da dependência e variabilidade espacial desse parâmetro em diversas regiões do planeta (com diferentes bases de dados/ambientes/áreas amostrais) indica que a aplicação da geoestatística pode oferecer importantes resultados técnicos para auxílio na gestão ambiental desses recursos hídricos, pois oferece um panorama geral espacial e temporal da distribuição e do comportamento desse parâmetro.

Figura 3 - Semivariogramas ajustados para o Cloreto no Sistema Aquífero Bauru

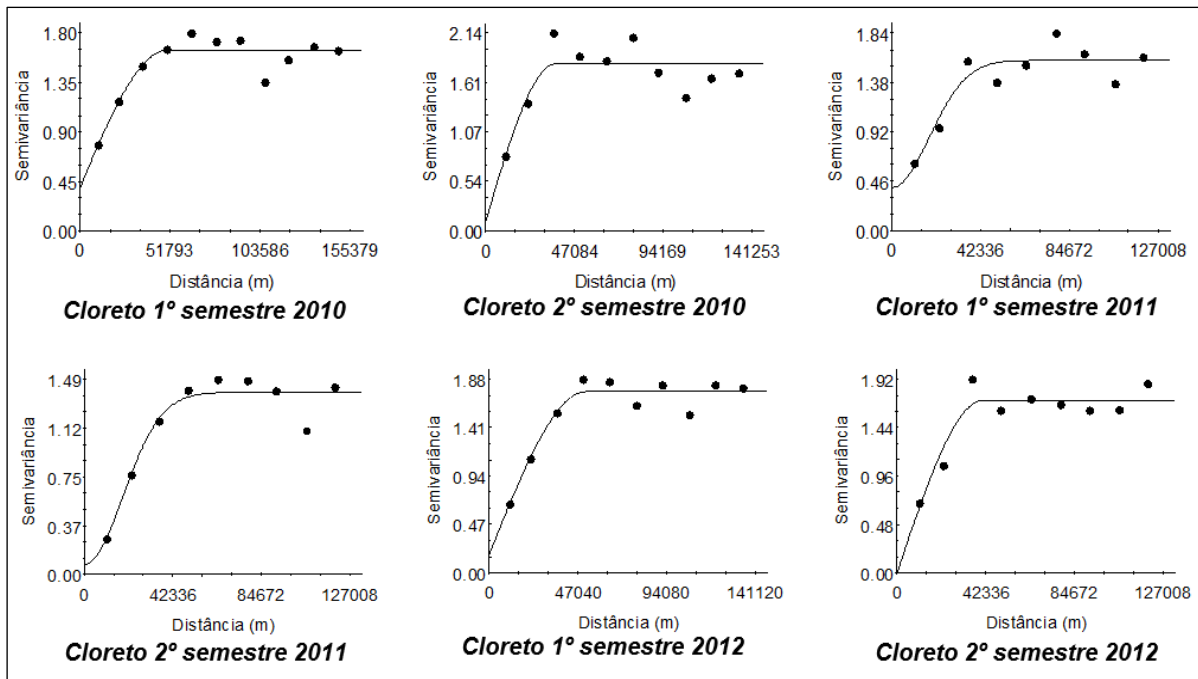
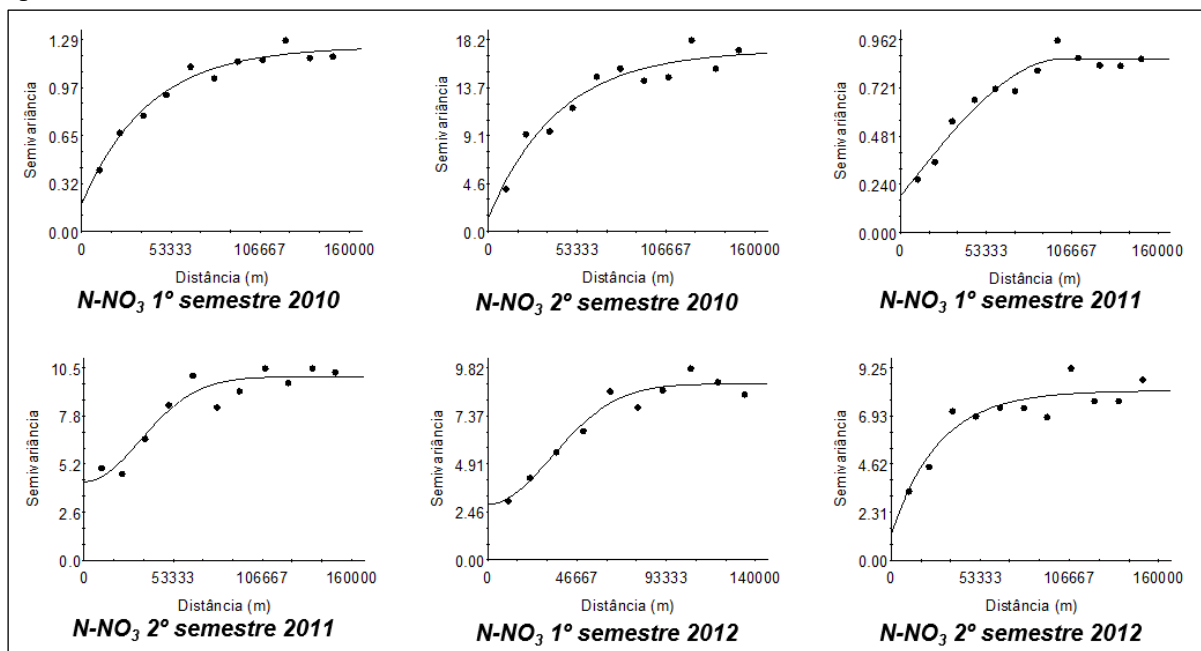


Figura 4 - Semivariogramas ajustados para o Nitrato no Sistema Aquífero Bauru

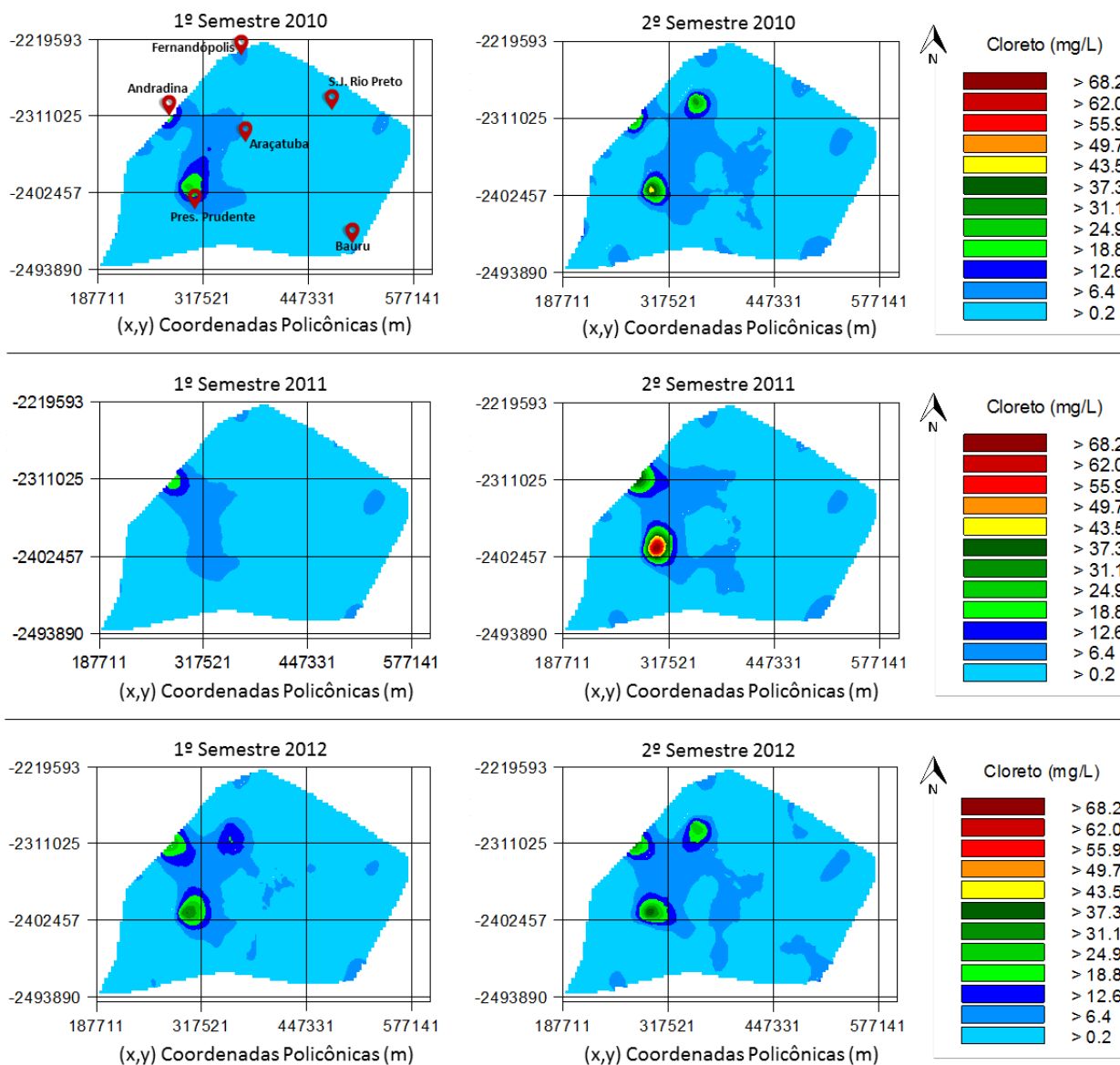


Por fim, os valores de R da validação cruzada (VC) do N-NO<sub>3</sub>, ficaram compreendidos na faixa de 0,404 a 0,611 (Tabela 3). A validação cruzada revela o desempenho do melhor ajuste encontrado para cada parâmetro, bem como avalia a eficácia das krigagens geradas (MOLIN et al., 2015). Assim, o N-NO<sub>3</sub>, evidenciou as mais satisfatórias estimativas neste estudo, principalmente considerando o baixo número amostral para uma área tão grande. Por outro lado, os resultados da VC encontrados para o Cloreto não foram tão satisfatórios como os do Nitrato, porém refletem o que os dados disponíveis possibilitaram para a área de estudo. Porém, tal ocorrência não torna seus resultados menos expressivos, principalmente pelo fato de que, conforme aponta Landim (2006), a função da validação não

é apenas de indicar que o ajuste obtido seja o mais correto, mas sim que ele não é totalmente incorreto.

Assim, tendo em vista os desempenhos semivariográficos, na Figura 5 são apresentados os mapas das estimativas do cloreto. E, embora não se tenha observado concentrações superiores às recomendadas, a sua variabilidade espacial pode fornecer informações relevantes do ponto de vista de gerenciamento de recursos hídricos, já que Sharma e Chhipa (2016) e WHO (2011) apontam que a sua presença pode ocorrer devido às águas residuais domésticas ou industriais.

**Figura 5** - Mapas de krigagem da concentração de Cloreto no Aquífero Bauru



Nos mapeamentos por krigagem do cloreto (Figura 5), observa-se que as maiores concentrações estimadas, bem como as maiores variações espaciais tenderam a ocorrer em uma faixa localizada na porção centro-oeste, noroeste e norte do mapa (áreas essas que abrangem predominantemente as regiões administrativas de Andradina e Presidente Prudente). Godoy et al. (2004) e Santana; Vicentini; Cuba (2012) levantaram a hipótese de contaminação por sistemas de esgotamento sanitário na região de Presidente Prudente, sendo a mesma preocupação demonstrada por Varnier; Guerra; Hirata (2009). Já nas demais áreas do SAB, observou-se pouca variação o que se perdurou durante o período avaliado.

A análise temporal (Figura 5) demonstrou não haver grande diferença entre os períodos, indicando que nas áreas onde os valores foram mais elevados, apesar da pequena variação sazonal, continuaram elevadas, e vice-versa, seguindo a mesma tendência observada nas correlações lineares avaliadas entre os diferentes períodos para o cloreto (Tabela 2).

Ao que se refere ao nitrato, vale destacar que além dos padrões de potabilidade estabelecidos por WHO (2011) e Ministério da Saúde

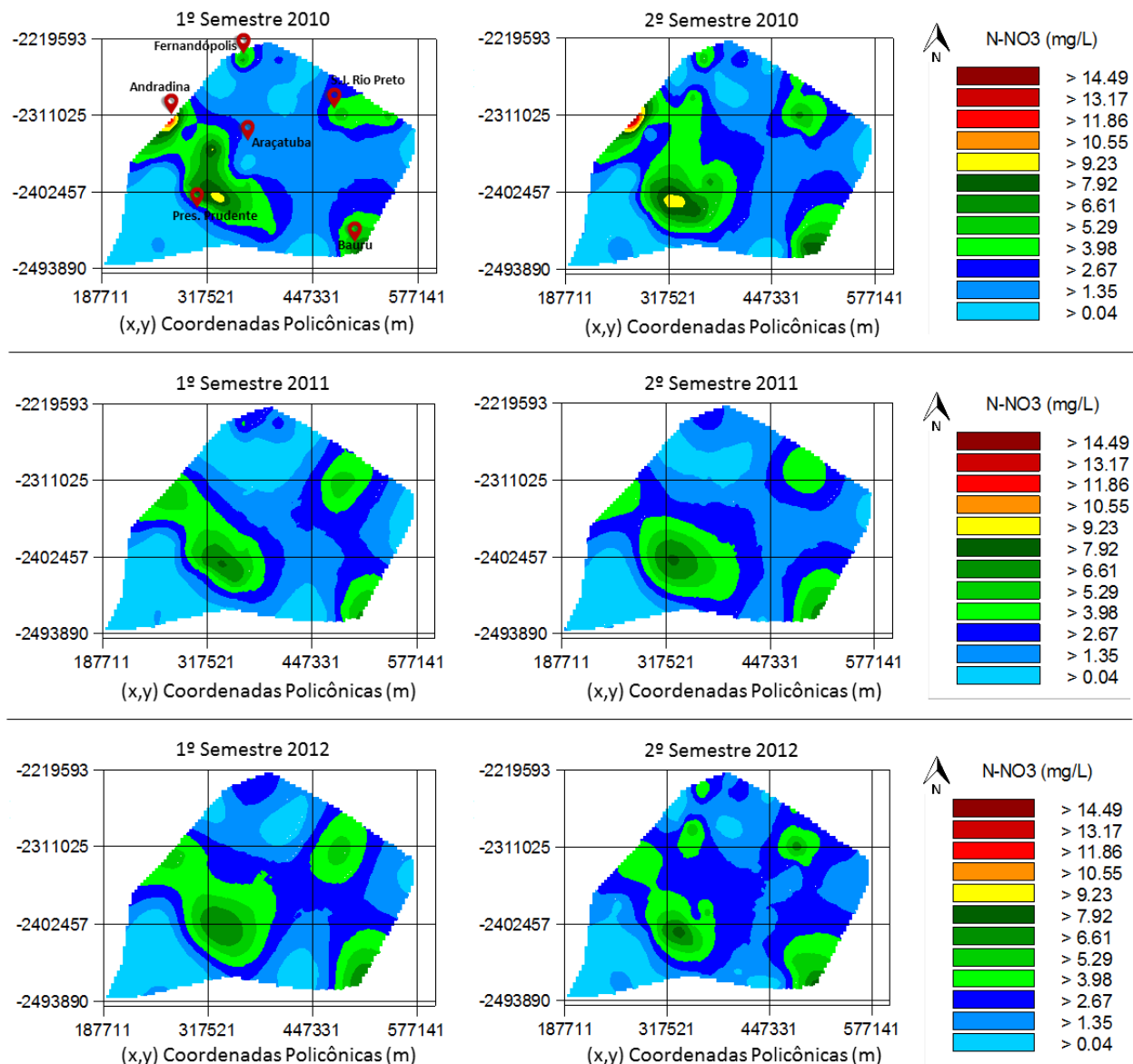
(BRASIL, 2011), a Companhia Ambiental de São Paulo (CETESB, 2013a) utiliza como indicador ambiental, dois níveis de concentração de nitrato para as águas subterrâneas, onde: níveis superiores a 2,5 mg L<sup>-1</sup> indicam alterações antrópicas, e níveis superiores a 5 mg L<sup>-1</sup> apontam concentrações que demanda atenção e prevenção.

Assim, os mapas de krigagem obtidos para as concentrações de nitrato no SAB, podem ser observados na Figura 6. Nota-se que por quase a totalidade do SAB há grandes áreas que apresentaram concentrações acima de 2,5 mg L<sup>-1</sup>, e de 5,0 mg L<sup>-1</sup>, indicando, portanto, indícios de alterações em função de atividades antrópicas (CETESB, 2013a).

As maiores concentrações do nitrato (Figura 6) ocorreram para o ano de 2010, conforme também pôde ser notado na Tabela 1 que indicou as maiores médias para esse período. Quanto à sua distribuição espacial, as maiores concentrações ocorreram com alguma semelhança aos dados do cloreto, principalmente na região centro-oeste e noroeste do mapa.



**Figura 6** - Mapas de krigagem da concentração de Nitrato no Sistema Aquífero Bauru



Já para os anos de 2011-2012, observou-se uma redução dos valores extremos anteriormente notados, porém as áreas de maiores concentrações (entre 2,5 e 5,0 mg L<sup>-1</sup>) continuaram bem definidas durante todo o período (2010-2012) nas regiões centro-sul, centro-oeste, (áreas conferidas às regiões administrativas de Andradina, Presidente Prudente) e também nas regiões sudeste e nordeste do mapa (região administrativa de Bauru e São José do Rio Preto). Tal fato observado, indica, em escala temporal que, apesar das pequenas variações, existem áreas cujas concentrações de nitrato são de certa forma homogêneas, não tendo uma grande flutuação no SAB ao longo do período avaliado. Ou seja, nas áreas onde os valores foram elevados, apesar de pequena variação temporal, permaneceram elevados ao longo do período e vice-versa, como também se observou para os mapeamentos do cloreto (Figura 5).

Autores como Hu et al. (2005), Nas (2009) e Kurunc et al. (2016) apontam que a presença de N-NO<sub>3</sub> em águas subterrâneas pode estar ligada ao uso de fertilizantes em áreas agrícolas. Assim, é importante também ressaltar que o oeste paulista (área de grande abrangência do SAB), destaca-se por possuir uma economia forte-

mente baseada em atividades agropecuárias (IBGE, 2018). Por outro lado, autores como Varnier; Guerra; Hirata (2009) atribuem a presença de nitrato em águas subterrâneas aos sistemas de esgotamento sanitário, principalmente em grandes centros urbanos.

Conforme apresentado por Moura et al. (2015), elevadas correlações de N-NO<sub>3</sub> e Cl<sup>-</sup> podem indicar poluição por atividades antrópicas, sejam devido a sistemas de saneamento precários ou devido a atividades agrícolas. Sob esta perspectiva, uma região que desperta particular interesse é aquela que se estende de Andradina a Presidente Prudente, onde ocorrem também as maiores concentrações de Cl<sup>-</sup> (Figura 5), o que pode sugerir uma contaminação mais relacionado aos sistemas de esgotamento sanitário nesta faixa do que devido a atividades agropecuária.

Por fim, considerando a apreciável correlação linear observada entre N-NO<sub>3</sub> e Cl<sup>-</sup> nas águas do SAB (Tabela 2), testou-se a correlação espacial entre o cloreto e nitrato por meio do cálculo do semivariograma cruzado, onde, na Tabela 4 são apresentados os parâmetros de ajuste.

**Tabela 4** - Parâmetros de ajuste dos semivariogramas cruzados para Nitrato em função de Cloreto no Sistema Aquífero Bauru

Parâmetro <sup>(a)</sup>	Dados dos Ajustes Semivariográficos									
	Modelo <sup>(b)</sup>	C <sub>0</sub>	C <sub>0</sub> +C	A(m)	r <sup>2</sup>	SQR <sup>(c)</sup>	Validação Cruzada			
							ADE <sup>(d)</sup> %	a	B	R
<i>Nitrato = f. (Cloreto)</i>										
N-NO <sub>3</sub> = f.(Cl) <sup>-</sup> <sub>10/01</sub>	gau	0,64	12,59	46418	0,818	25,4	94,9	1,17	0,639	0,423
N-NO <sub>3</sub> = f.(Cl) <sup>-</sup> <sub>10/02</sub>	gau	0,01	7,97	74396	0,829	10,5	99,9	0,23	0,909	0,668
N-NO <sub>3</sub> = f.(Cl) <sup>-</sup> <sub>11/01</sub>	esf	0,61	7,41	64600	0,834	6,2	91,8	0,62	0,782	0,546
N-NO <sub>3</sub> = f.(Cl) <sup>-</sup> <sub>11/02</sub>	gau	0,01	8,70	52827	0,877	9,5	99,9	0,69	0,748	0,527
N-NO <sub>3</sub> = f.(Cl) <sup>-</sup> <sub>12/01</sub>	esf	0,51	6,72	55200	0,763	6,0	92,4	0,52	0,811	0,586
N-NO <sub>3</sub> = f.(Cl) <sup>-</sup> <sub>12/02</sub>	gau	0,01	6,22	42781	0,915	2,39	99,8	0,63	0,775	0,507

<sup>(a)</sup> Parâmetros, onde: N-NO<sub>3</sub> = Nitrogênio Nitrato, Cl<sup>-</sup> = Cloreto Total, <sup>(b)</sup> Ajuste semivariográfico cruzado, onde: gau: gaussiano, esf: esférico; <sup>(c)</sup> SQR: Soma dos Quadrados dos Resíduos; <sup>(d)</sup> ADE: Avaliador da Dependência Espacial.

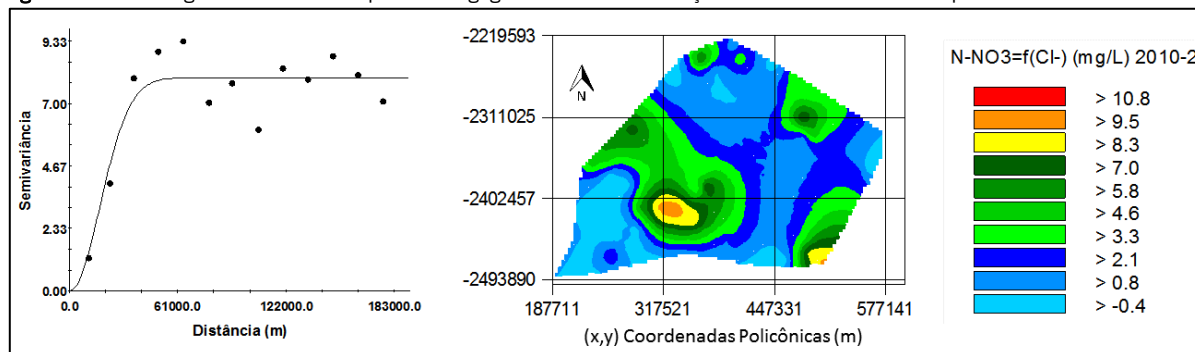
A análise da Tabela 4 permite argumentar que, à exemplo do ocorrido para as correlações lineares (Tabela 2), houve também apreciável correlação, espacial, para todos os períodos avaliados. Tais correlações apresentaram elevado grau de dependência espacial (ADE), e os semivariogramas cruzados denotaram bons ajustes (do tipo gaussiano e esférico) com coeficiente de determinação espacial r<sup>2</sup> entre 0,763 [N-NO<sub>3</sub>=f.(Cl)<sup>-</sup><sub>12/01</sub>] e 0,915 [N-NO<sub>3</sub>=f.(Cl)<sup>-</sup><sub>12/02</sub>], e alcances variando entre 42781 m e 74396 m.

Os parâmetros da validação cruzada (Tabela 4) mostraram-se satis-

fatórias para os melhores ajustes encontrados, com coeficiente de correlação entre observado e estimado variando de 0,423 [N-NO<sub>3</sub>=f.(Cl)<sup>-</sup><sub>10/01</sub>] a 0,668 [N-NO<sub>3</sub>=f.(Cl)<sup>-</sup><sub>10/02</sub>], atestando assim, bons mapeamentos por cokrigagem.

Assim, em função do melhor desempenho observado na validação cruzada da interação espacial N-NO<sub>3</sub>=f.(Cl)<sup>-</sup><sub>10/02</sub>, é apresentado na Figura 7, o seu mapeamento por cokrigagem bem como seu respectivo semivariograma cruzado.

**Figura 7** - Semivariograma cruzado e mapa de cokrigagem do Nitrato em função de Cloreto no Sistema Aquífero Bauru



Assim, os resultados observados (Tabela 4 e Figura 7) atestam que, a exemplo da regressão linear (Figura 2), os dados de cloreto apresentam grande interação com o nitrato para a área de estudo, e pode, portanto, ser utilizado como co-variável no auxílio a geração de estimativas espaciais da concentração do N-NO<sub>3</sub> para as condições do Sistema Aquífero Bauru no Estado de São Paulo.

#### 4. CONCLUSÕES

Há apreciável correlação linear entre Nitrogênio Nitrato com Cloreto Total (R<sup>2</sup> = 0,69\*\*), o que possibilita estimativas entre ambos parâmetros a partir de equação de regressão de elevada significância estatística.

Do ponto de vista geoestatístico, todos os parâmetros estudados apresentam dependência espacial independente do período avaliado, denotando apreciáveis ajustes semivariográficos com mapas bem delineados da estimativa da variabilidade espacial do Nitrato e Cloreto no Sistema Aquífero Bauru no Estado de São Paulo.

Do ponto de vista temporal, as concentrações tanto de nitrato quan-

to do cloreto, denotaram regiões bem definidas ao longo de todo período estudado (6 semestres), apontando as maiores concentrações sempre nas proximidades da região de São José do Rio Preto, Andradina, Presidente Prudente, Bauru e Fernandópolis (Nitrato), e da região de Andradina e Presidente Prudente (Cloreto).

Há também apreciável correlação de caráter espacial entre Cl<sup>-</sup> vs N-NO<sub>3</sub>, reforçando a interação existente entre tais parâmetros e, possibilitando assim, a utilização dos dados do cloreto como co-variável no auxílio à geração de estimativas espaciais da concentração do nitrato para as condições do Sistema Aquífero Bauru no Estado de São Paulo.

Os mapeamentos do Nitrato corroboram com trabalhos anteriormente realizados pontualmente no SAB, apontando um real indicativo de possíveis problemas com poluição.

#### REFERÊNCIAS

ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. ATLAS: Abastecimento Urbano de

- Água. Disponível em: <<http://atlas.ana.gov.br/Atlas/forms/Atlas.aspx>>. Acesso em: jul. 2017.
- ASHRAFZADEH, A. et al. Assessment of groundwater salinity risk using kriging methods: a case study in northern Iran. *Agricultural Water Management*, v.178, p.215-224.
- APHA. American Public Health Association. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22.ed. Washington, 2012.
- BAIRD, C.; CANN, M. *Química Ambiental*. 4.ed. Porto Alegre: Bookman, 844p., 2011.
- BASU, N. B.; VAN METER, K. C. Comprehensive water quality and purification. *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences (Elsevier)*, v.4, p.57-75, 2014.
- BERTOLO, R. et al. Água subterrânea para abastecimento público na região metropolitana de São Paulo: é possível utilizá-la em larga escala? *Revista DAE*, v. 63, n. 199, p.6-17, 2015.
- BODRUD-DOZA, M. et al. Characterization of groundwater quality using water evaluation indices, multivariate statistics and geostatistics in central Bangladesh. *Water Science*, v.30, n.1, p.19-40.
- BRASIL - MINISTÉRIO DA SAÚDE. *Portaria n.º 2.914, de 12 de dezembro de 2011*. Dispõe sobre normas de potabilidade de água para o consumo humano. Diário Oficial da União, Brasília (DF), 14 de dezembro de 2011, Seção 1:39.
- CABRAL, N. M. T.; LIMA, L. M. Comportamento hidrogeoquímico das águas do aquífero Barreiras nos bairros centrais de Belém, Pará. *Emílio Goeldi Ciências Naturais*, v.1, n.1, p.149-166, 2006.
- CANATO, H. M. et al. Caracterização hidrogeoquímica do aquífero adamantina na área urbana de Bauru, SP. *Ciência & Engenharia*, v.23, n.2, p.39-47, 2014.
- CASTRO, J. S. O. et al. Potabilidade das águas subterrâneas para o consumo humano na área do polo industrial de Barcarena-Pará. *Enciclopédia Biosfera*, v.10, n.19, p.2921-2934, 2014.
- CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (Secretaria Estadual do Meio Ambiente). *Qualidade das águas subterrâneas no estado de São Paulo: 2010-2012*. São Paulo: CETESB, 2013a. 242p.
- CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (Secretaria Estadual do Meio Ambiente). *Qualidade das águas subterrâneas no estado de São Paulo: 2010-2012*. São Paulo: CETESB, 2013b. (Apêndice A – Aquífero Bauru).
- CONCEIÇÃO, F. et al. Influências naturais e antrópicas na qualidade da água subterrânea de poços de abastecimento público na área urbana de Marília (SP). *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.19, n.3, p.227-238, 2014.
- 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*, v.45, n.3, 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*, v.17, n.2, p.105-114, 2013.
- FARIA, G. A. Uso de um sistema de informação geográfica para análise geostatística em solos. 2013. 113f. Dissertação (Mestrado em Estatística Experimental). Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2013.
- GHARBIA, A. S. et al. Groundwater quality evaluation using GIS based geostatistical algorithms. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, v.4, n.2, p.89-103, 2016.
- GODOY, M. C. T. F. et al. Contaminação das águas subterrâneas por nitrato em Presidente Prudente – SP, Brasil. *Revista do Instituto Adolfo Lutz*, v.63, n.2, p.208-214, 2004.
- GUERRA, P. A. G. *Geoestatística operacional*. Brasília: Ministério de Minas e Energia, 155p., 1988.
- HASSAN, J. A. Geostatistical approach for mapping groundwater quality: case study: Tehsil Sheikhpura. *International Journal of Science and Research*, p.239-245, 2014.
- 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*, 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*, v.31, n.6, p.896-903, 2005.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. @Cidades. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/>. Acesso em: abr. 2018.
- IRITANI, M. A.; EZAKI, S. *As águas subterrâneas do estado de São Paulo*. 2.ed. São Paulo: Secretaria do Estado do Meio Ambiente, 104p., 2009.
- ISAAKS, E. H.; SRIVASTAVA, R.M. *Applied geostatistics*. Nova York: Oxford University Press, 561p., 1989.
- KUMAR, V.; REMADEVI. Kriging of groundwater levels: a Case Study. *Journal of Spatial Hydrology*. 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*, v.554-555, p.53-63, 2016.
- LANDIM, P. M. B. Sobre geoestatística e mapas. *Terræ Didática*, v.1, n.2, p.19-33, 2006.
- MEHRJARDI, R. T. et al. Spatial distribution of groundwater quality with geostatistics (case study: Yazd-Ardakan Plain). *World Applied Sciences Journal*, v.17, n.9, p.9-17, 2008.
- MOLIN, J. P.; AMARAL, L. R.; COLAÇO, A. F. *Agricultura de Precisão*. 1.ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 233p.
- MONTANHEIRO, F. *Contaminação por nitrato no aquífero adamantina: o caso do município de Monte Azul Paulista-SP*. 2014. 93f. Dissertação (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente). Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro, 2014.
- MOURA, C. C. et al. Concentrações de nitrato nas águas subterrâneas em áreas rurais do município de São José do Rio Preto (SP). *Águas Subterrâneas*, 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*, v.5, 318-328p, 2013.
- NAS, B. Geostatistical approach to assessment of spatial distribution of groundwater quality. *Polish Journal of Environmental Studies*, v.18, n.6, p.1073-1082, 2009.
- PIMENTEL-GOMES, F.; GARCIA, C. H. *Estatística aplicada a experimentos agrônomicos e florestais: exposição com exemplos e orientações para uso de aplicativos*. Piracicaba: FEALQ, 309p., 2002.
- ROBERTSON, G. P. GS+: geostatistics for the environmental sciences. (GS+ User's Guide). *Plainwell, Gamma Design Software*, 176p., 2004.
- SANTANA, A. T.; VICENTINI, C. F.; CUBA, R. M. F. Avaliação da presença de nitrato e coliformes em águas subterrâneas de Presidente Prudente-SP. *Pe-riódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista*, v.8, n.12, p.187-195, 2012.

SHARMA, S.; CHHIPA, R. C. Seasonal variations of ground water quality and its agglomerates by water quality index. *Global Journal of Environmental Science Management*, 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*, v.19, n.2, p.19-36, 2005.

SILVA, A. M. et al., Simulação da variabilidade espacial da erosão hídrica em uma sub-bacia hidrográfica de Latossolos no sul de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.32, n.5, p.2125-2134, 2008.

VARNIER, C. et al. Nitrato nas águas subterrâneas do sistema aquífero Bauru, área urbana do município de Marília (SP). *Revista do Instituto Geológico*, 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. *Anais...*São Paulo: ABAS, 2016.17p.

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: I CONGRESSO INTERNACIONAL DE MEIO AMBIENTE SUBTERRÂNEO, 1., 2009. *Anais....* São Paulo: ABAS, 8p.

WHO. WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Guidelines for drinking-water quality*. 4.ed. Genebra: WHO, 541p., 2011.