

CALIBRAÇÃO DE UM ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUAS  
SUBTERRÂNEAS (IQNAS) PARA A REGIÃO DO VALE DO RIO PARDO, RS,  
BRASIL: NOVA FERRAMENTA TECNOLÓGICA PARA O  
MONITORAMENTO AMBIENTAL



CALIBRATION OF A GROUNDWATER QUALITY INDEX (IQNAS) FOR THE  
REGION OF VALE DO RIO PARDO, RS, BRAZIL: NEW TECHNOLOGICAL TOOL  
FOR ENVIRONMENTAL MONITORING

Graciela Pacheco<sup>1</sup>; Adilson Ben da Costa<sup>2</sup>; Elizandro Oliveira Silveira<sup>3</sup>;  
Bruno Deprá<sup>4</sup>; Eduardo A. Lobo<sup>5</sup>

Artigo recebido em: 31/03/2016 e aceito para publicação em: 21/10/2016.

DOI:<http://dx.doi.org/10.14295/ras.v30i3.28616>

**Resumo:** O estudo teve por finalidade calibrar um índice de qualidade de água subterrânea para a região do Vale do Rio Pardo, RS, visando avaliar a qualidade da água, através de análises físicas, químicas e microbiológicas, em duas campanhas de amostragem, realizadas no período de fevereiro a setembro de 2015. Os parâmetros analisados foram: benzeno, coliformes totais, *Escherichia coli*, ferro, manganês, cloreto, fluoreto, dureza, pH, sulfatos, turbidez, nitrato, nitrogênio amoniacal, mercúrio total, condutividade elétrica, Sólidos Totais Dissolvidos, alcalinidade (carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos), sódio e potássio. Com base nos principais índices publicados de qualidade de águas subterrâneas (SEQ- EAUX Souterraines, Deininger, IQNAS, IQASB) e, considerando a tipologia química da região (presença excessiva de fluoretos em 18% das amostras) o IQNAS foi escolhido por refletir de forma mais representativa a qualidade destas águas. Para calibração dos pesos das variáveis usadas para o cálculo do IQNAS, utilizou-se a Análise de Componentes Principais. Considerando os usos prioritários das águas subterrâneas da região, os parâmetros cloreto e fluoreto foram identificados como as variáveis mais importantes e com o maior peso na configuração do índice. Desta forma, aplicando o IQNAS calibrado, 74% das amostras de águas apresentaram qualidade Ótima, 9% qualidade Boa e 17% impróprias para consumo humano. Concluiu-se que o IQNAS calibrado neste trabalho é uma ferramenta eficiente para representar as condições ambientais da região.

**Palavras-chave:** Água subterrânea. Índice de qualidade da água. Fluoreto. Vale do Rio Pardo, RS.

**Abstract:** This study aimed to calibrate a groundwater quality index for the region of Vale do Rio Pardo, RS, Brazil, in order to evaluate the water quality, through physical, chemical and microbiological analysis, in two sampling campaigns, developed in the period from February to September 2015. The parameters analyzed were benzene, total coliform, *Escherichia coli*, iron, manganese, chloride, fluoride, hardness, pH, sulfates, turbidity, nitrate, ammonia nitrogen, total mercury, electrical conductivity, Total Dissolved Solids, alkalinity (carbonates, bicarbonates and hydroxides), sodium and potassium. Based on the main published indices of groundwater quality (SEQ- EAUX Souterraines, Deininger, IQNAS, IQASB), and considering the chemical typology of the region (excessive fluoride ions in 18% of samples), the IQNAS was chosen because reflects in a more representative way the quality of these waters. To calibrate the weights of the variables used for the IQNAS calculation, the choice was the Principal Component Analysis. Considering the priority uses of groundwater in the region, the parameters chloride and fluoride were identified as the most important variables with the biggest weight for index formulation. In this way, by applying the calibrated IQNAS, 74% of water samples showed the best quality, 9% good quality and 17% are improper for human consumption. In conclusion, the calibrated IQNAS in this work is an efficient tool to represent the environmental conditions in the region.

**Keywords:** Groundwater. Water quality index. Fluoride. Vale do Rio Pardo, RS.

## 1 INTRODUÇÃO

No Brasil, estima-se que de 30 a 40 %

da população utiliza águas subterrâneas como fonte de abastecimento (HIRATA, ZOBY e OLIVEIRA, 2010), sendo que uma grande

<sup>1-4</sup> Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC), Santa Cruz, RS - E-mails: ([gracippacheco@hotmail.com](mailto:gracippacheco@hotmail.com), [adilson@unisc.br](mailto:adilson@unisc.br), [elizandrozz@yahoo.com.br](mailto:elizandrozz@yahoo.com.br), [brunodepra@unisc.br](mailto:brunodepra@unisc.br), [lobo@unisc.br](mailto:lobo@unisc.br))

vantagem da utilização destas águas para consumo se deve ao fato de que, normalmente, não precisam passar por tratamentos tradicionais e dispensam a construção de adutoras e ETA's, reduzindo os custos (REBOUÇAS, 1990). Usualmente é feito apenas cloração e fluoretação das águas de poços para torná-las potáveis, já que as águas subterrâneas passam por um processo natural de filtragem e represamento, originando os chamados aquíferos (SABESP, 2014).

A contaminação das águas subterrâneas pode ocorrer tanto de forma antrópica como de forma natural, dependendo do tipo de rocha e/ou solo, tempo de detenção da água no aquífero e ocupação do solo. É natural o excesso ou falta de determinados elementos químicos conforme as características mineralógicas do local. A contaminação pode-se dar, também, de forma orgânica, principalmente através de infiltrações de fossas sépticas, aterros de resíduos sólidos, vazamentos de produtos químicos e rompimento de tanques e dutos de petróleo (HANSEN *et al.*, 2010). Estas características acabam limitando os usos da água subterrânea.

Índices de qualidade de água, por sua vez, têm sido aplicados com êxito para avaliar a qualidade das águas subterrâneas, através da integração de dados complexos e geração de notas que descrevem o estado da qualidade da água. Um dos primeiros índices aplicados foi o IQA, desenvolvido por Brown e colaboradores em 1970 e melhorado por Deininger (AL-

HADITHI, 2012). Rolf, Deininger e Landwehr, no ano de 1971 propuseram o Índice de Deininger, apresentado em duas versões: uma para a avaliação das águas superficiais utilizadas no abastecimento público (11 parâmetros), e outra versão para águas subterrâneas com 13 parâmetros (ALMEIDA, 2007).

Na França, o SEQ-Eaux Souterraines é uma ferramenta desenvolvida pelas agências de água e do Ministério da Ecologia e do Desenvolvimento Sustentável, destinada a avaliação da qualidade das águas subterrâneas, atribuindo valores de 100 (melhor qualidade) a 0 (pior qualidade) e grupos de alterações (CADILHAC e ALBINET, 2003).

No Brasil, a Universidade Federal da Bahia (UFBA) adotou o IQNAS, tendo como base o índice NSF (*National Sanitation Foundation*) para águas superficiais, que foi igualmente adaptado pela CETESB com o nome de IQA - Índice de Qualidade da Água, com o propósito de verificar a influência da composição litológica na qualidade da água do aquífero do estado da Bahia (COUTINHO *et al.*, 2013). O índice utiliza os parâmetros considerados pelos autores como os mais significativos para avaliar a qualidade natural das águas subterrâneas: cloreto, pH, resíduos totais, dureza, flúor e nitrato (Tabela 1). As equações determinadas para o cálculo do IQNAS podem ser encontradas em Oliveira *et al.* (2007)

**Tabela 1** - Parâmetros, equação e classificação da qualidade da água - IQNAS

**Table 1** - Parameters, equation and water quality classification - IQNAS

Parâmetros	Equação	Classificação da Qualidade da Água
Cloreto		80 - 100 = Ótima
pH	N	52 - 79 = Boa
Resíduos Totais	$IQA = \prod_{i=1}^{wi} q_i$	37 - 51 = Aceitável
Dureza		0 - 36 = Inaceitável
Flúor		
Nitrato		

Fonte: Adaptado de Oliveira, Negrão e Rocha (2004).

O IQASB, também adotado pela UFBA (ALMEIDA e OLIVEIRA, 2010), foi desenvolvido para avaliar a qualidade da água subterrânea para abastecimento de água potável em municípios da Região Metropolitana

de Salvador, e envolve parâmetros físico-químicos, compostos orgânicos, compostos nitrogenados e coliformes termotolerantes (Tabela 2).

**Tabela 2** - Pesos dos parâmetros por grupos de alterações – IQASB**Table 2** - Weights of parameters for groups of changes - IQASB

Índice	Alteração	Parâmetros	Peso Parâmetro
IBIO	Microorganismos	Coliformes Termotolerantes	1,0
IFEMN	Ferro e Manganês	Ferro Manganês	0,5 0,5
IMS	Mineralização – Salinidade	Cloreto	0,3
		Dureza	0,3
		Fluoreto	0,1
		pH	0,1
		Sulfatos	0,2
IPS	Partículas em Suspensão	Turbidez	1,0
INIT	Nitratos	Nitrato	1,0
IAMO	Nitrogenados (excluindo nitrato)	Amônia	1,0
IMIN	Micropoluentes Minerais	Mercúrio Total	1,0
IORG	Micropoluentes Orgânicos	Benzeno	1,0

Fonte: Almeida e Oliveira (2010).

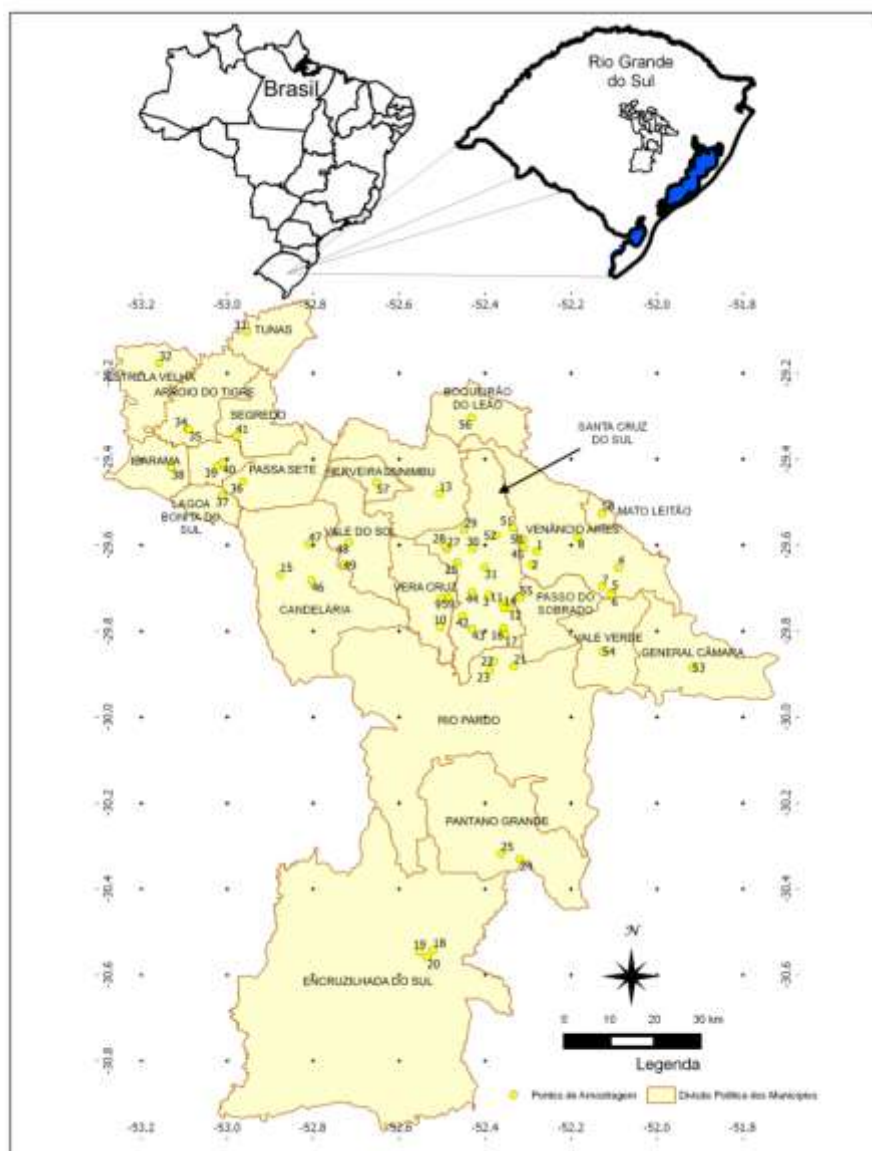
Neste contexto, a presente pesquisa teve por objetivo calibrar um Índice de qualidade para águas subterrâneas para a região do Vale do Rio Pardo, RS, Brasil, tendo como base índices de qualidade da água que já têm sido publicados (SEQ- EAUX Souterraines, Deininger, IQNAS, IQASB), adaptando-o às condições ambientais da região, de acordo com a legislação ambiental vigente.

## 2 ÁREA DE ESTUDO

O Vale do Rio Pardo situa-se na região centro oriental do Estado do Rio Grande do Sul, e se estende por uma superfície de 13.255,7km<sup>2</sup>, o que corresponde a 4,7% do território do RS. Compreende 23 municípios (Figura 1), com 418.141 habitantes (3,9% da população do Estado). A área de drenagem da

Bacia do Pardo é de 3.637km<sup>2</sup>, sua extensão é de 115km e a largura de 35km, representa 1,3% da área do Estado e 4,3% da Região Hidrográfica do Guaíba, abrangendo 13 municípios (FEE, 2013; IBGE, 2010).

Esta região possui dentro de seus limites territoriais uma considerável heterogeneidade hidrogeológica, uma vez que os aquíferos se apresentam em diferentes contextos geológicos, onde as unidades litológicas aflorantes pertencem à parte da sucessão da Bacia do Paraná. Da base para o topo ocorrem o Grupo Rosário do Sul, representado pelas formações Sanga do Cabral, Santa Maria e Caturrita, e o Grupo São Bento, com as formações Botucatu, Serra Geral Facies Gramado e, Serra Geral Facies Caxias do Sul, sobreposta por depósitos Neogênicos colúvios-aluviais e aluviais (CPRM, 2015).



**Figura 1** - Localização da região do Vale do Rio Pardo, RS, mostrando os pontos de amostragem (n=59)  
**Figure 1** - Location of the Vale do Rio Pardo region, RS, showing the sampling points (n=59)

### 3 METODOLOGIA

#### 3.1 Amostragem

A localização dos poços, nos seus respectivos municípios (Figura 1), foi feita a partir de coordenadas geográficas (*datum* WGS 84) obtidas com a utilização de GPS (Sistema de Posicionamento Global). O número total de poços foi determinado considerando a disponibilidade de dados e acessibilidade, visando atingir a maior abrangência possível da região e densidade populacional. Dessa forma, e tendo como base os dados do IBGE (2010), foram coletados 59 pontos, abrangendo os 23 municípios da Região do Vale do Rio Pardo.

Durante os meses de fevereiro, março, abril e maio de 2015 (Campanha A) e junho, julho, agosto e setembro de 2015 (Campanha B), amostras de água foram coletadas de poços artesanais registrados nas respectivas prefeituras. Dentre as variáveis físicas, químicas e microbiológicas importantes como parâmetros de avaliação ambiental de águas subterrâneas foram consideradas: benzeno, coliformes totais, *Escherichia coli*, ferro, manganês, cloreto, fluoreto, dureza, pH, sulfatos, turbidez, nitrato, amônia-nitrogênio amoniacal, mercúrio total, condutividade elétrica, Sólidos Totais Dissolvidos, alcalinidade por carbonatos, alcalinidade por bicarbonatos, alcalinidade por hidróxidos, sódio e potássio. As técnicas

utilizadas na coleta das amostras e para as determinações físicas, químicas e microbiológicas encontram-se descritas em APHA (2005). As amostras foram analisadas no Laboratório de Hidrologia e na Central Analítica da Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC), com exceção das análises de benzeno e mercúrio total, feitas no Laboratório BIOENSAIOS (VIAMÃO, RS), seguindo as normas AOAC (2000) e USEPA 8260C (2006).

### 3.2 Calibração de um Índice de Qualidade para Águas Subterrâneas

A calibração dos pesos das variáveis selecionadas para o índice de qualidade da água (IQNAS), foi feita utilizando a Análise de Componentes Principais (ACP), seguindo as metodologias descritas em Fleck e Bourdel (1998), Jackson (1993) e Moretto *et al.* (2012), utilizando o software estatístico PAST (HAMMER *et al.*, 2001).

No processamento da informação, empregou-se a estatística descritiva para a tabulação dos dados e sua ilustração gráfica para visualização e interpretação das medidas de tendência central e dispersão (CALLEGARI-JACQUES, 2006). As diferenças estatísticas para cada variável ambiental medida, entre as duas campanhas (A e B), foram estabelecidas utilizando o teste estatístico paramétrico “t”, ou o teste estatístico não paramétrico Mann-Whitney, na dependência do cumprimento dos requisitos da amostra para aplicar o primeiro, utilizando o software estatístico PAST (HAMMER *et al.*, 2001). Trabalhou-se com níveis de significância de 5% ( $p < 0,05$ ).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

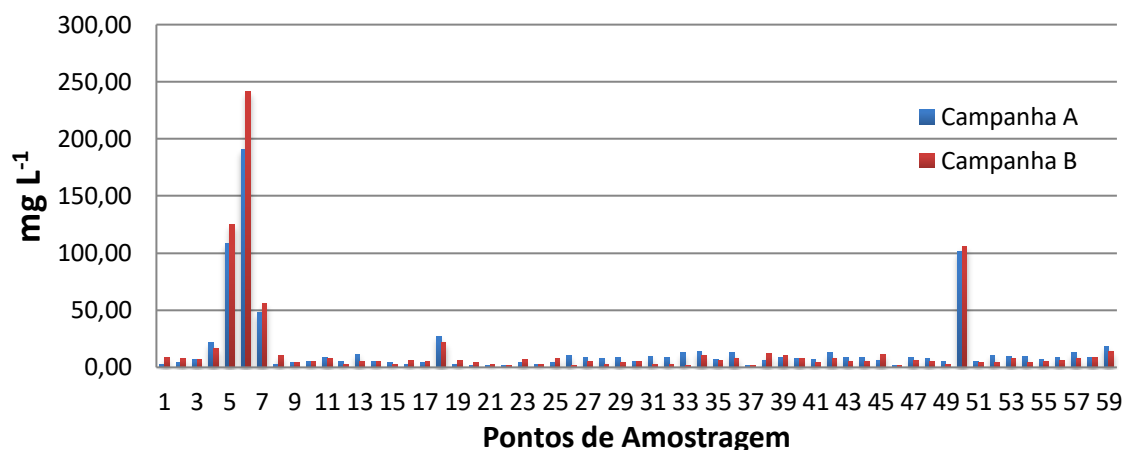
### 4.1 Caracterização física, química e microbiológica

Para alcalinidade os pontos 41, 42, 43, 44 (Rio Pardo, Segredo e Santa Cruz do Sul) apresentaram alcalinidade por carbonatos e bicarbonatos (Campanha A), e os demais pontos alcalinidade apenas por bicarbonatos. Nenhuma amostra apresentou alcalinidade por

hidróxidos. Na Campanha B os pontos 5, 6 (Venâncio Aires) e 21 (Rio Pardo) apresentaram alcalinidade por carbonatos e bicarbonatos, além dos pontos 41, 43, 44. Esse fato corrobora com os resultados encontrados por Lobo *et al.* (1999), onde a alcalinidade para os municípios de Candelária, Venâncio Aires, Vera Cruz, Santa Cruz do Sul, Sinimbu, Passo do Sobrado, Rio Pardo, Pantano Grande, Sobradinho, se deu, principalmente por bicarbonatos, destacando o município de Pantano Grande, com média de  $122 \pm 97 \text{ mg L}^{-1}$ . Este parâmetro está relacionado com a coagulação, redução de dureza e prevenção de corrosão em canalizações da rede de distribuição, não apresentando significado sanitário (RICHTER e NETTO, 2003), sem valores de potabilidade na Resolução nº 396, do CONAMA e nem na Portaria MS nº 2914/2011.

Para as análises de benzeno os resultados indicaram que não foram identificados teores acima do limite de detecção. Já para o mercúrio total, apenas o ponto 42 apresentou um valor de  $0,2 \mu\text{g L}^{-1}$ , ressaltando que esse valor ainda fica abaixo do Valor Máximo Permitido (VMP) que é de  $1 \mu\text{g L}^{-1}$  para consumo humano (BRASIL, 2008). O ponto 42 corresponde a uma central de triagem de resíduos sólidos localizada no município de Santa Cruz do Sul, onde os resíduos são dispostos independentes de aterro ou camada de impermeabilização. Esse local tem característica de solos com permeabilidade lenta ou muito lenta (CPRM, 2015).

Para cloretos, os valores encontrados se enquadram abaixo do VMP para o consumo humano (Figura 2),  $250 \text{ mg L}^{-1}$ , tendo sido verificado uma média de  $14,8 \pm 30,1 \text{ mg L}^{-1}$  para a campanha A, e  $14,7 \pm 36,8 \text{ mg L}^{-1}$  para a campanha B. O teor máximo de cloreto encontrado foi de  $241,7 \text{ mg L}^{-1}$  no município de Venâncio Aires (P6). Condições semelhantes foram encontradas no trabalho de Lobo *et al.* (1999), onde a média para o valor de cloreto para o município de Candelária encontrada foi de  $14,7 \pm 29,1 \text{ mg L}^{-1}$ , Santa Cruz do Sul de  $16,0 \pm 11,3 \text{ mg L}^{-1}$ , e Vera Cruz de  $118,0 \pm 174,3 \text{ mg L}^{-1}$ .



**Figura 2** - Valores de cloreto para as campanhas de coleta A e B (VMP – 250mg L<sup>-1</sup>)  
**Figure 2** - Chloride values for sampling campaigns A and B (VMP - 250mg L<sup>-1</sup>)

Em relação à dureza, os resultados indicaram que os valores encontrados estão abaixo do VMP para o consumo humano que, segundo a Portaria MS nº 2.914/11, é de 500mg L<sup>-1</sup>. Na campanha A verificou-se uma média de 43,3 ± 34,0mg L<sup>-1</sup>, e na campanha B de 46,2 ± 45,7mg L<sup>-1</sup>, não tendo havido diferenças significativas entre as mesmas (p>0,05). As águas subterrâneas da região são predominantemente moles, 63,0%, de acordo com a classificação de Richter e Netto (2003), por apresentar valores < 50mg L<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>, também constatado por Lobo *et al.* (1999).

Em relação ao cálcio, os valores médios obtidos foram de 9,8 ± 8,7mg L<sup>-1</sup> (A) e 9,8 ± 7,3mg L<sup>-1</sup> (B), não tendo havido diferenças significativas entre as campanhas A e B (p>0,05). O cálcio é considerado um mineral essencial ao nosso organismo, portanto, sua presença na água ingerida é considerada benéfica à saúde humana. Contudo, a presença elevada desta substância na água pode criar problemas dentro das residências, podendo formar depósitos minerais em recipientes e causar precipitação de calcário em tubulações de água quente (BREZONIK e ARNOLD, 2011).

Os valores médios de magnésio encontrados foram de 4,6 ± 5,3mg L<sup>-1</sup> (A) e 5,3 ± 7,6mg L<sup>-1</sup> (B), com um valor máximo de 41,3mg L<sup>-1</sup> em Pantano Grande (P24), região caracterizada pela exploração de calcário. O magnésio, juntamente com cálcio, sódio, potássio, bicarbonato, cloreto e sulfato, contribui

para a salinidade da água (ESTEVES, 1998).

Para as campanhas A e B, os valores médios de potássio obtidos foram 7,5 ± 22,2mg L<sup>-1</sup> e 1,4 ± 3,3mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. O Potássio é um elemento essencial e a Organização Mundial da Saúde recomenda a ingestão de potássio a partir de alimentos para a redução da pressão arterial e risco de doença cardiovascular, acidente vascular cerebral e cardíaco coronário. Também sugere uma ingestão de potássio de pelo menos 90mmol dia<sup>-1</sup> (3.510mg dia<sup>-1</sup>) para adultos (WHO, 2012).

Os valores médios de sódio obtidos foram de 34,5 ± 58,4mg L<sup>-1</sup> (A) e de 30,9 ± 36,7mg L<sup>-1</sup> (B), abaixo do VMP (250mg L<sup>-1</sup>). Apesar da maior parte da ingestão deste íon ser proveniente dos alimentos, a água com sódio em excesso deve ser evitada, principalmente por indivíduos que necessitam de dieta com baixo teor de sódio, por estar intimamente relacionado à ocorrência de problemas cardiovasculares (BREZONIK & ARNOLD, 2011).

Para coliformes totais, os resultados indicaram que das 118 amostras, 34 (28,8%) apresentaram contaminação e 6 pontos apresentaram persistência da contaminação, com resultados positivos nas duas campanhas de coleta. O maior valor encontrado foi de 18.100 UFC/100 mL (P29 - Santa Cruz do Sul). Segundo Camargo e Paulosso (2009), a presença de coliformes nem sempre indica que há agente patogênicos transmissores de doença,



porém, deve-se ter um cuidado especial, pois indica uma possível contaminação fecal.

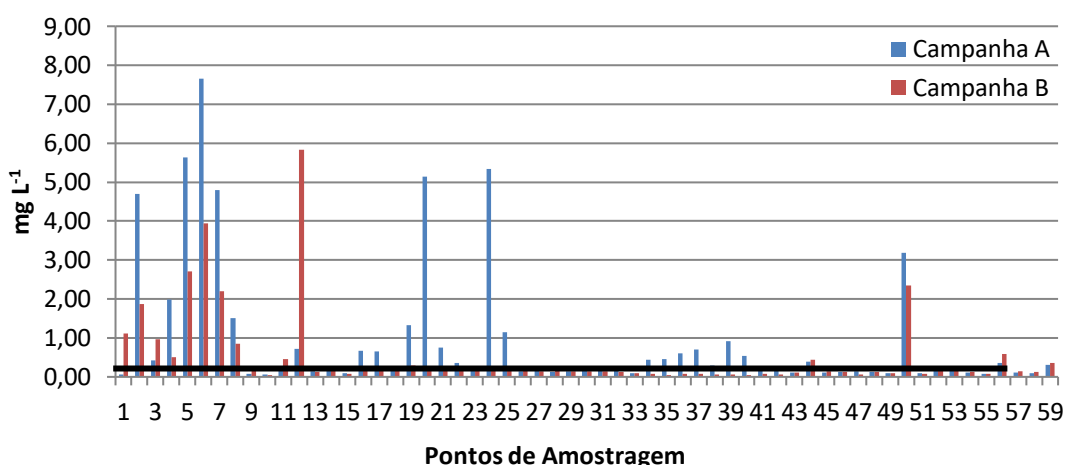
Ainda, os resultados obtidos apontaram a contaminação por *Escherichia coli* das águas em 5 amostras, e nenhuma contaminação persistente, o que pode indicar falhas na abertura dos poços ou falta de manutenção no acesso ou caminho da água (encanamento), destacando que as amostras contaminadas se localizam no município de Santa Cruz do Sul (Ponto 50 - Campanha A), (Pontos 26, 27, 28, 51 - Campanha B). *E. coli* é atualmente considerada o melhor indicador de contaminação fecal, ganhando notoriedade no que diz respeito à novas metodologias de contagem (HENRIQUES, 2010).

Quanto aos valores de ferro, os resultados indicaram que apenas um ponto de coleta apresentou-se acima do VMP ( $0,3\text{mg L}^{-1}$ ), correspondendo ao ponto P46 (Candelária), com  $0,4\text{mg L}^{-1}$  e  $0,5\text{mg L}^{-1}$  nas campanhas A e B, respectivamente, na sede de uma fábrica de estruturas metálicas, potencializando a probabilidade de contaminação pela atividade. No trabalho de Lobo *et al.* (1999), o mesmo município apresentou valor máximo de  $6,0\text{mg L}^{-1}$ . O ferro confere cor e sabor à água, provocando manchas em roupas e utensílios sanitários. Também traz o problema do desenvolvi-

mento de depósitos em canalizações e de ferro-bactérias, provocando a contaminação biológica da água na própria rede de distribuição. É também padrão de emissão de esgotos e de classificação das águas naturais (CETESB, 2009).

Com relação ao manganês, não foram encontrados valores acima do limite máximo permitido nas amostras de águas subterrâneas da região ( $0,1\text{mg L}^{-1}$ ) (BRASIL, 2008), em nenhuma das duas campanhas de amostragem. O manganês é um elemento essencial para muitos organismos, incluindo o ser humano. A principal exposição humana ao manganês é por consumo de alimentos, entretanto devido ao controle homeostático que o homem sobre o metal, é tóxico quando ingerido (MORUZZI, 2012).

Quanto aos íons fluoreto, os resultados indicaram que a concentração média nas amostras de águas subterrâneas apresentou valores iguais a  $0,9 \pm 1,7\text{mg L}^{-1}$  (A) e  $0,5 \pm 1,0\text{mg L}^{-1}$  (B) (Figura 3), tendo sido registradas diferenças significativas entre ambas as campanhas ( $p < 0,05$ ). De forma geral foram detectadas elevadas concentrações na região (18,0%), considerando o VMP da Portaria nº 10/99 ( $0,9\text{mg L}^{-1}$ ) (RIO GRANDE DO SUL, 1999).



**Figura 3** - Valores de fluoreto para as campanhas A e B (VMP –  $0,9\text{mg L}^{-1}$ )

**Figure 3** - Fluoride values for sampling campaigns A and B (VMP –  $0,9\text{mg L}^{-1}$ )

Estes resultados vêm confirmar a tendência verificada nesta região em estudos anteriores por Lobo e Costa (1998) e Lobo *et al.*

(1999), onde 12,9% dos poços apresentaram teores elevados de fluoreto, com valores médios para os municípios de Santa Cruz do Sul

( $2,2 \pm 1,7 \text{mg L}^{-1}$ ), Venâncio Aires ( $3,4 \pm 1,7 \text{mg L}^{-1}$ ) e Vera Cruz ( $2,5 \pm 1,9 \text{mg L}^{-1}$ ).

Cabe destacar que o excesso de íons fluoreto em água de consumo humano é responsável pela fluorose dental, um grave problema que atinge crianças, cujos sintomas se manifestam relacionados à estética do esmalte dentário, desde linhas brancas cruzando os dentes, até formas de erosão da superfície dental (RIBEIRO, 2011; COSTA *et al.*, 2010). A nível estadual, a Portaria nº 10/99 (RIO GRANDE DO SUL, 1999), define como teor ideal de fluoreto nas águas utilizadas para consumo humano a faixa de valores de potabilidade entre 0,6 e  $0,9 \text{mg L}^{-1}$ . Visando contornar este problema de saúde pública, pesquisas têm demonstrado grande eficiência no uso de filtro de carvão de osso no processo de desfluoretação das águas com teores excessivos de fluoretos (COSTA *et al.* 2013; ALESSIO *et al.* 2014).

Para a variável nitrato, os resultados indicaram valores médios de  $1,6 \pm 1,6 \text{mg L}^{-1}$  (A) e  $1,0 \pm 1,6 \text{mg L}^{-1}$  (B), com valor máximo de  $9,8 \text{mg L}^{-1}$  (P18 - Encruzilhada do Sul), destacando que o VMP é de  $10 \text{mg L}^{-1}$  (BRASIL, 2008). As águas subterrâneas apresentam, em geral, valores baixos de concentração natural de nitrato, normalmente abaixo de  $5 \text{mg L}^{-1}$  (CAMPOS e ROHLFS, 2010). Segundo Barbosa (2005), o nitrato contamina as águas subterrâneas ao migrar para o lençol freático, proveniente da lixiviação de fertilizantes inorgânicos e/ou processos de decomposição e oxidação de compostos orgânicos provenientes de infiltração de esgoto de fossas sépticas e canalizações defeituosas.

Quanto ao nitrogênio amoniacal, os resultados indicaram que não houve contaminação. Esta condição, somada ao fato de que os valores de nitrato também não ultrapassaram o máximo permitido,  $1,5 \text{mg L}^{-1}$  (BRASIL, 2008), demonstra que não há poluição recente ou remota para as águas subterrâneas da região, uma vez que de acordo com Von Sperling (2007), em um corpo d'água a determinação da forma predominante do nitrogênio pode fornecer informações sobre o estágio da poluição.

Em relação aos valores de pH, os resul-

tados indicaram que as médias obtidas,  $6,6 \pm 0,8$  (A) e  $6,9 \pm 0,8$  (B), encontram-se dentro da faixa considerada ideal para consumo, segundo a Portaria MS nº 2.914 (BRASIL, 2011), embora tenham sido encontradas diferenças significativas entre ambas as campanhas ( $p < 0,05$ ). Para Lobo *et al.* (1999), os valores médios de pH foram de  $7,8 \pm 1,0$  (Candelária),  $7,1 \pm 0,9$  (Pantano Grande) e  $6,9 \pm 1,0$  (Rio Pardo).

Em relação à condutividade elétrica, os resultados indicaram valores médios de  $282,9 \pm 220,5 \mu\text{S cm}^2$  (A) e  $290,3 \pm 243,7 \mu\text{S cm}^2$  (B), acima do considerado ideal ou sem impacto, segundo a CETESB (2014), a qual estipula que valores acima de  $100 \mu\text{S cm}^2$  podem indicar ambientes impactados. No que tange a legislação vigente, não há menção sobre VMP's para condutividade elétrica.

Quanto aos Sólidos Totais Dissolvidos, os valores médios encontrados foram de  $205,1 \pm 159,9 \text{mg L}^{-1}$  (A) e  $210,5 \pm 176,7 \text{mg L}^{-1}$  (B), ambos abaixo do VMP igual a  $1.000 \text{mg L}^{-1}$  (BRASIL, 2008), não havendo diferença significativa entre as campanhas A e B ( $p > 0,05$ ).

Os resultados para a temperatura indicaram valores médios de  $20,9 \pm 3,1^\circ\text{C}$  (A), e  $19,4 \pm 1,6^\circ\text{C}$  (B), tendo havido diferenças significativas entre ambas as campanhas ( $p < 0,05$ ). Segundo Zimbres (2014), as águas subterrâneas apresentam uma amplitude térmica pequena em razão de não serem influenciadas pelas mudanças de temperatura atmosférica, logo as variações ocorridas podem ter relação com a localização geográfica do ponto.

Em relação à turbidez, os resultados obtidos indicaram valores médios de  $1,1 \pm 2,6 \text{uT}$  (A) e  $1,4 \pm 2,6 \text{uT}$  (B), abaixo do indicado como máximo permitido para águas utilizadas para consumo,  $5 \text{uT}$  (BRASIL, 2011), não havendo diferenças significativas entre ambas as campanhas ( $p > 0,05$ ). Conforme Corcovia e Celligoi (2012), águas subterrâneas comumente não apresentam problemas referentes à alta turbidez.

Quanto à concentração de sulfatos, os valores médios registrados foram de  $15,1 \pm 27,0 \text{mg L}^{-1}$  (A) e  $22,8 \pm 21,7 \text{mg L}^{-1}$  (B), não havendo diferenças significativas entre ambas



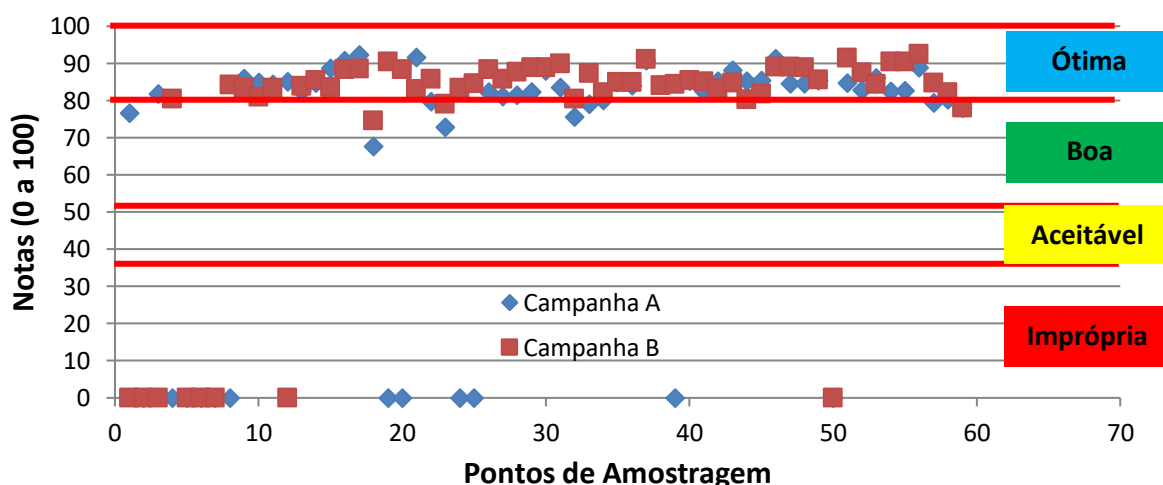
as campanhas ( $p > 0,05$ ). Águas subterrâneas geralmente apresentam teores de sulfato inferiores a  $100 \text{ mg L}^{-1}$ , principalmente na forma de  $\text{SO}_4^{2-}$  e  $\text{HSO}_4^-$  (FEITOSA e MANOEL FILHO, 2000), destacando que a ingestão de águas com alto teor de sulfatos pode causar efeito laxativo.

#### 4.2 Aplicação dos índices

Para a região do Vale do Rio Pardo, os resultados da aplicação do IQASB (ALMEIDA e OLIVEIRA, 2010) indicaram que os valores médios das duas campanhas de amostragem ( $94,5 \pm 1,5\%$ ) enquadram as

águas subterrâneas na melhor classificação, considerando-as como águas ótimas, de excelente qualidade. Não houve diferença significativa entre as campanhas A e B ( $p < 0,05$ ). Apenas 5 amostras foram consideradas impróprias para o consumo devido ao fato de apresentarem contaminação por coliformes termotolerantes (P26, P27, P28, P50, P51).

Os resultados da aplicação do IQNAS indicaram que  $13,0 \pm 3,5\%$  das amostras foram consideradas impróprias para o consumo devido à presença de teores excessivos de flúoreto (pontos P2, P4, P5, P6, P7, P8, P12, P20, P24, P50) (Figura 4). As demais apresentaram ótima qualidade ( $85,0 \pm 2,8\%$ ).



**Figura 4** - Notas atribuídas (0 a 100) a partir do IQNAS calibrado. Campanhas A e B  
**Figure 4** - Marks awarded (0-100) from the calibrated IQNAS. Sampling campaigns A and B

A partir de uma análise comparativa da aplicação dos índices IQASB e IQNAS, em função das notas médias atribuídas às 59 amostras de águas subterrâneas da região, verificou-se que ambos indicaram uma qualidade “Ótima”, entretanto a nota do IQASB foi de  $94,5 \pm 1,5\%$ , e do IQNAS menor, igual a  $85,0 \pm 2,8\%$ . Esta diferença, contudo, explica-se considerando a tipologia química característica da região, em termos da presença excessiva de íons fluoretos, que influi diretamente nos pesos das variáveis utilizadas para o cálculo destes índices, e permite concluir que o IQNAS reflete de forma mais representativa o real estado de qualidade destas águas subterrâneas.

#### 4.3 Calibração

Em função das características químicas particulares da região, o IQNAS foi escolhido para uma calibração dos pesos das variáveis, utilizando a Análise de Componentes Principais (ACP). Desta forma, foram considerados os possíveis usos para as águas subterrâneas da região, destacando que conforme a Resolução CONAMA nº 396 (BRASIL, 2008), o uso prioritário das águas é para o consumo humano, em seguida para agricultura ou irrigação, turismo e recreação, e para desesdentação animal. Em função dos parâmetros que o índice IQNAS contempla, cloreto, flúoreto, dureza, nitrato, Sólidos Totais Dissolvi-

dos, e considerando os usos prioritários das águas subterrâneas da região, os parâmetros cloreto e fluoreto destacam-se como os mais restritivos em termos de consumo humano (uso prioritário), tendo, portanto, o maior peso na definição do índice.

Desta forma, ao aplicar a ACP para os dados das campanhas A e B, verificou-se que os autovetores das variáveis a serem extraídos devem estar incluídos nos três primeiros componentes principais de ordenação: (A) componente I (29,2% de variância), componente II (15,0% de variância) e componente III (11,8% de variância), atingindo 55,2% da variância acumulada, seguindo os critérios de corte descritos em Fleck e Bourdel (1998) e Jackson (1993); (B) componente I (29,8% de variân-

cia), componente II (18,2% de variância) e componente III (11,5% de variância), atingindo 59,5% da variância acumulada, seguindo os mesmos critérios.

A Tabela 3 apresenta os autovetores para os dados das campanhas A e B, destacando em negrito como prioritários os parâmetros cloreto (A – 0,3545; B – 0,3564) e fluoreto (A - 0,3044; B - 0,2486) no componente I, uma vez que foram operacionalmente selecionados como os parâmetros prioritários de maior peso na configuração do índice. Para os demais parâmetros, os autovetores significativos foram escolhidos dentre os três primeiros componentes principais, obedecendo ao critério de serem valores menores daqueles obtidos para os parâmetros prioritários.

**Tabela 3** - Autovetores (em negrito destacam-se os coeficientes extraídos). Campanhas de amostragem A e B  
**Table 3** - Eigenvectors (the extracted coefficients highlighted in bold). Sampling campaigns A and B

Campanha A						
Coefficientes	Cloreto	Dureza	Fluoreto	Nitrato	pH	STD
Componente 1 =	<b>0,3545</b>	<b>-0,07074</b>	<b>0,3044</b>	-0,05044	<b>0,2572</b>	0,4001
Componente 2 =	-0,1601	0,3594	-0,1537	<b>-0,07866</b>	0,1791	0,03962
Componente 3 =	0,1775	0,4367	0,05354	0,3529	-0,2642	<b>0,1103</b>
Componente 4 =	-0,04121	0,00391	0,2056	0,1668	-0,03916	-0,03235
Componente 5 =	-0,06124	0,2451	0,09983	-0,2217	0,3824	0,01284
Componente 6 =	-0,1604	-0,1702	-0,1162	0,4294	-0,00757	0,0136
Campanha B						
Coefficientes	Cloreto	Dureza	Fluoreto	Nitrato	pH	STD
Componente 1 =	<b>0,3564</b>	0,0059	<b>0,2486</b>	<b>-0,0250</b>	<b>0,2178</b>	0,3998
Componente 2 =	-0,1281	0,4713	-0,1519	0,0071	0,1749	0,0201
Componente 3 =	0,1420	<b>0,2140</b>	0,1473	0,4183	-0,3433	<b>0,0809</b>
Componente 4 =	-0,0028	-0,0028	0,1446	-0,1996	-0,1259	-0,0293
Componente 5 =	0,0063	-0,0713	0,0472	0,4602	0,1469	-0,0013
Componente 6 =	-0,0893	-0,0090	-0,1331	0,0297	0,2341	-0,0291

Para a transformação dos autovetores em pesos, foi feito um somatório de seus valores e após, o valor correspondente de cada parâmetro em relação à soma total é considerado seu peso dentro da análise de componentes principais. Para as duas campanhas, os pesos calibrados após este procedimento somam 1 (inteiro), tendo sido calculada uma média para os novos pesos do IQNAS (Tabela 4).

Percebe-se, em uma primeira análise, o aumento de pesos dos parâmetros cloreto, fluoreto e pH em relação aos pesos originais do índice, condição que reflete de forma mais representativa as condições ambientais da Região, tornando o IQNAS uma ferramenta eficiente para representar as condições ambientais da Região.

**Tabela 4** - Pesos finais da calibração do índice (IQNAS)**Table 4** - Final weights for index calibration (IQNAS)

Variáveis	Peso Atual	Campanha A	Campanha B	Peso Final (Média)
		Peso calibrado	Peso calibrado	
Cloreto	0,26	0,30	0,31	0,31
Dureza	0,16	0,06	0,19	0,12
Fluoreto	0,16	0,26	0,22	0,24
Nitrato	0,15	0,07	0,02	0,05
pH	0,05	0,22	0,19	0,20
STD	0,22	0,09	0,07	0,08
Σ	1,00	1,00	1,00	1,00

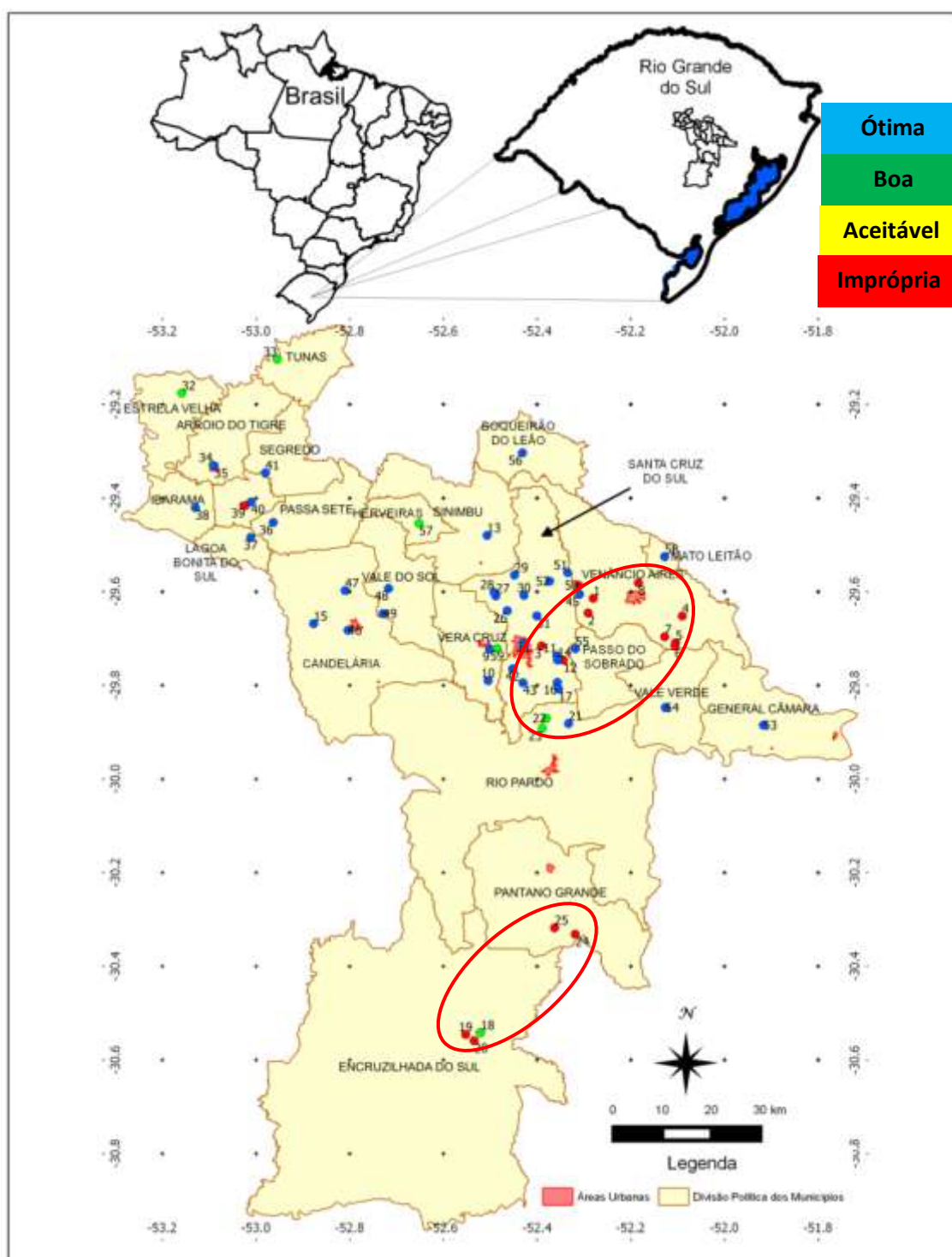
#### 4.4 Aplicação do índice IQNAS calibrado

Na aplicação do IQNAS calibrado (Figura 4) houve alteração nas classes de enquadramento onde as águas consideradas de ótima qualidade somaram 85,0%, com base no IQNAS original, e 74,0%, quando aplicado o IQNAS calibrado, tendo havido uma redução de 11 pontos percentuais devido à presença de teores de fluoretos maiores que 0,9mg L<sup>-1</sup> (18,0%).

Em relação às águas consideradas impróprias para o consumo, o valor médio de 13,0% do IQNAS original aumentou para 17,0% após a aplicação do IQNAS calibrado, alertando para que as águas subterrâneas

com teores excessivos de fluoretos, prejudiciais à saúde, não sejam consumidas diretamente, podendo ser utilizadas para outros usos menos restritivos. Estes resultados apresentam uma base de dados mais consistente para representar as condições ambientais da Região do Vale do Rio Pardo, RS.

Após a aplicação do IQNAS calibrado foi possível elaborar um mapa de qualidade (Figura 5) indicando, por intermédio de atribuição de notas e cores, onde é possível evidenciar as faixas e regiões com águas consideradas impróprias para consumo humano (Venâncio Aires, Pantano Grande, Santa Cruz do Sul e Encruzilhada do Sul).



**Figura 5** - Resultado da aplicação do IQNAS calibrado e mapeamento da qualidade das águas subterrâneas da região do Vale do Rio Pardo, RS

**Figure 5** - Results from the calibrated IQNAS application and mapping of groundwater quality of the Vale do Rio Pardo region, RS

## 5 CONCLUSÕES

Os resultados das análises físicas, químicas e microbiológicas (23 parâmetros, 59 pontos de amostragem, duas campanhas de

coleta) e aplicação do índice de qualidade, revelaram que 74,0% das amostras de águas subterrâneas na região do Vale do Rio Pardo apresentaram qualidade Ótima, 9,0% de qualidade considerada Boa e 17,0% das amostras

de águas subterrâneas foram consideradas impróprias para consumo humano.

A pesquisa demonstrou a presença de teores excessivos ( $>0,9\text{mg L}^{-1}$ ) de íons fluoreto em 18,0% das amostras de águas subterrâneas, corroborando com estudos anteriores (LOBO e COSTA, 1998; LOBO *et al.*, 1999).

O índice de qualidade para águas subterrâneas calibrado neste trabalho (IQNAS) pode auxiliar na avaliação da qualidade das águas

subterrâneas, resultando no mapeamento e identificação de contaminações ou mesmo de características naturais, como diagnóstico para a prevenção de doenças e contribuindo para a saúde pública. O IQNAS, portanto, destaca-se como uma ferramenta eficiente para representar as condições ambientais da Região.

## REFERÊNCIAS

- APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington: American Public Health Association, 2005.
- ALESSIO, K. O.; BASTOS, L. F.; SOARES, M. F. M.; COSTA, A. B.; LOBO, E. A. Desfluoretação parcial de águas subterrâneas por Adsorção/precipitação pelo contato em microcolunas de Filtração. **Revista Jovens Pesquisadores**, Santa Cruz do Sul, 4 (3): 53-66, 2014.
- AL-HADITHI, M. Application of water quality index to assess suitability of groundwater quality for drinking purposes in Ratmao Pathri Rao watershed, Haridwar District, India. **American Journal of Scientific and Industrial Research**, 3(6): 395-402. 2012.
- ALMEIDA, R. A. **Índice de qualidade de águas subterrâneas destinadas ao uso na produção de água potável (IQUAS)**. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental Urbana - Mestrado), Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2007.
- ALMEIDA, R. A.; OLIVEIRA, I. B. Índice de qualidade da água subterrânea bruta (IQASB) utilizada na produção de água potável. **Revista Águas Subterrâneas**, 24(1): 31-45, 2010.
- AOAC. **Official Methods of Analysis of the Association of Official Analytical Chemists**. Washington, Association of Official Analytical Chemists, 15 ed., 1990.
- BARBOSA, C. F. **Hidrogeoquímica e a contaminação por nitrato em água subterrânea no bairro Piranema, Seropédica, RJ**. Dissertação de mestrado. Pós-Graduação em Geociências. Universidade Estadual de Campinas, SP, 2005.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. 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**, Seção 1, Brasília, 2008.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº MS 2914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**, Seção 1, Brasília, 2011.
- BREZONIK, P. L.; ARNOLD, W. A. **Water Chemistry an Introduction to the Chemistry of Natural and Engineered Aquatic Systems**. New York: Oxford University Press. 2011.
- CADILHAC, L.; ALBINET, M. (Coord). **Système d'évaluation de la qualité des eaux souterraines - Rapport de présentation**, Version 0, Agences de l'Eau et le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, France, Août 2003. Disponível em: <http://www.davar.gouv.nc/portal/pls/portal/docs/1/30410252.PDF>
- CALLEGARI-JACQUES, S. D. **Bioestatística. princípios e aplicações**. Porto Alegre: Artmed, 2006.
- CAMARGO, M. F.; PAULOSSO, L. V. Avaliação qualitativa da contaminação microbiológica das águas de poços no município de Carlinda – MT. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, Londrina, 30(1): 77-82, 2009.
- CAMPOS, T. S.; ROHLFS, D. B. **Avaliação dos valores de nitrato em águas subterrâneas e sua correlação com atividades antrópicas no município de Águas Lindas de Goiás** (Programa de

- Pós-Graduação em Biociências Forenses). Pontifícia Universidade Católica de Goiás, 2010.
- CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. Disponível em: [cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/variaveis.pdf](http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/variaveis.pdf). São Paulo, 2009.
- CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Águas subterrâneas-Importância**. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-subterraneas/93-import%C3%A2ncia-das-%C3%A1guas-subterr%C3%A2neas>. São Paulo, 2014.
- CORCÓVIA, J. A.; CELLIGOI, A. Avaliação preliminar da qualidade da água subterrânea no município de Ibiporã, PR. **Revista de Estudos Ambientais (Online)**, 14: 39-48, 2012.
- COSTA, A. B.; KIRST, A.; LOBO, E. A.; DOPKE, H. B.; KAUFEMANN, R. C.; WETZEL, A. P. Remoção do excesso de íons fluoreto de águas de abastecimento. IN: COSTA, Adilson Ben da (Org.). **Água & Saúde**. 1 ed. Santa Cruz do Sul: EDUNISC, 2010.
- COSTA, A. B.; LOBO, E. A.; SOARES, J.; KIRST, A. Desfluoretação de águas subterrâneas utilizando filtros de carvão ativado de osso. **Águas Subterrâneas**, 27(3): 60-70, 2013.
- COUTINHO, J. V.; ALMEIDA, C. N.; GADELHA, C. L. M.; TARGINO, D. F.; LINHARES, F. M.; COELHO, V. H. R. Avaliação Integrada da Qualidade da Água Subterrânea em uma Bacia Hidrográfica Representativa do Litoral da Região Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 18(4): 197-212, 2013.
- CPRM – Serviço Geológico do Brasil. **Instruções e procedimentos de padronização no tratamento digital de dados para projetos de mapeamento da CPRM: manual de padronização**, v. 2. Rio de Janeiro, 2005.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.
- FEE. **Fundação de Economia e Estatística, Secretaria de Coordenação e Planejamento**. Disponível em: <http://www.fee.tcche.br>. Governo do Estado do Rio Grande do Sul, 2013.
- FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J. **Hidrogeologia – Conceitos e Aplicações**. 2. ed. Fortaleza: CPRM/REFO, LABHID-UFPE, 2011.
- FLECK, M. P. A.; BOURDEL, M. C. Método de simulação e escolha de fatores na análise dos principais componentes. **Revista Saúde Pública**, 32(3): 267-272, 1998.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. **PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis**. Palaeontologia Electronica, 2001.
- HANSEN, M. A. F.; LIMA, J. P. R.; FRIES, M.; MOREIRA, C. A. Importância da geofísica no estudo das águas subterrâneas. In: COSTA, Adilson Ben da (Org). **Água & Saúde**. 1ª ed. Santa Cruz do Sul: EDUNISC, 2010.
- HENRIQUES, K. R. S. **Deteção de coliformes totais e *Escherichia coli* em água de consumo humano pelo método colilert**. Centro de Ciências e Tecnologia – CCT. Campina Grande, PB, 2010.
- HIRATA, R.; ZOBY, J. L. G.; OLIVEIRA, F. R. Água subterrânea: reserva estratégica ou emergencial. In: Bicudo, Tundisi, Scheuenstuhl (Org.). **Águas do Brasil: análises estratégicas**. Cap. IX, p. 149-161, 2010.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Características da população e dos domicílios: resultados do universo**. CENSO DEMOGRÁFICO, 2010.
- JACKSON, D. A. Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. **Ecology**, 74: 2204-2214, 1993.
- LOBO, E. A.; BACCAR, N. M.; COSTA, A. B.; KIRST, A. Estudo da qualidade da água de poços artesianos da região do Vale do Rio Pardo, RS, Brasil, com destaque para a concentração de íons fluoreto. **Revista Redes**, 4: 57-72, 1999.
- LOBO, E. A.; COSTA, A. B. Análise descritiva da concentração de íons fluoreto em poços artesianos da região do Vale do Rio Pardo e Rio Taquari, RS, Brasil. **Tecnológica**, 2(2): 29-35, 1998.

- MORETTO, D. L.; PANTA, E.; COSTA, A. B.; LOBO, E. A. Calibration of Water Quality Index (WQI) based on Resolution nº 357/2005 of the Environment National Council (CONAMA) Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 24(1): 29-42, 2012.
- MORUZZI, R. B. Oxidação e remoção de ferro e manganês em águas para fins de abastecimento público ou industrial – uma abordagem geral. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, 4(1): p. 29-43, 2012.
- OLIVEIRA, I. B.; NEGRÃO, F. I.; SILVA, A. G. L. S. Mapeamento dos Aquíferos do Estado da Bahia utilizando o Índice de Qualidade Natural das Águas Subterrâneas –IQNAS. **Revista Científica Água Subterrânea**, 21(1): 123-137, 2007.
- OMS. Organización Mundial de la Salud. **Guías para a calidad del agua potable**. 2 ed. p. 195. Ginebra, 1995.
- REBOUÇAS, A. C. **Águas subterrâneas**: Grandes mananciais esperam proteção e exploração adequadas. *Saneamento Ambiental*, n. 6, 1990.
- RIBEIRO, M. V. **Uso de Carvão de Osso Bovino na Desfluoretação de Água para Uso em Abastecimento Público**. 2011. 75 f. Dissertação (Curso de Pós-Graduação em Engenharia Metalúrgica e de Minas – Mestrado) - Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.
- RICHTER, C. A.; NETTO, J. M. A. **Tratamento de água**: Tecnologia atualizada. São Paulo: Edgard Blucher, 2003.
- RIO GRANDE DO SUL. Secretaria da Saúde. **Portaria nº 10/99**. Define teores de concentração do íon fluoreto nas águas para consumo humano fornecidas por Sistemas Públicos de Abastecimento, 1999.
- SABESP. Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. **Poços profundos**. Disponível em <<http://site.sabesp.com.br/interna/Default.aspx?secaoId=34>>. São Paulo, 2014.
- USEPA. **United States Environmental Protection Agency**. Disponível em: <https://www3.epa.gov/epawaste/hazard/tes-methods/>, 2015.
- VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias** - Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, v. 7. Belo Horizonte, 2007.
- WHO. World Health Organization. **Potassium intake for adults and children**. WHO Library. Disponível em: [http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/77986/1/9789241504829\\_eng.pdf](http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/77986/1/9789241504829_eng.pdf), 2012.
- ZIMBRES, E. **Guia avançado sobre água subterrânea**. Meio Ambiente Pró BR. Disponível em: <http://www.meioambiente.pro.br/agua/guia/agua-subterranea.htm>, 2014.